



UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI VITERBO
Facoltà di Scienze MM. FF. NN.

Corso di Dottorato in
ECOLOGIA E GESTIONE DELLE RISORSE BIOLOGICHE
Settore Scientifico Disciplinare: BIO/07

Modellistica numerica per lo studio dei processi ecologici e per lo sviluppo di un sistema gestionale

Tesi di Dottorato di
Michol Ghezze

Coordinatore del dottorato: Prof.ssa Roberta Cimmaruta

Tutore:

Prof. Marco Marcelli

Co-tutore:

Dott. Angelo Perilli

Anno Accademico 2008/2009

Sommario

Rispetto alla materia “acque” dalla Direttiva 2000/60/CEE (WFD) in poi si afferma in modo esplicito l'esigenza di una tutela integrale che comporta una gestione delle risorse effettuata su una base razionale e scientifica.

Dopo aver individuato lo strumento numerico più idoneo per gli ambienti costieri e di transizione, il modello è stato calibrato su casi reali al fine di contribuire alla soluzione di problemi relativi alla gestione dell'ecosistema.

I casi di studio sono stati individuati in tre località: la laguna di Venezia, il golfo di Cagliari e il sistema golfo di Oristano-stagno di Cabras.

Nella laguna di Venezia si sono affrontate alcune tra le problematiche relative all'impatto a medio termine sull'ecosistema prodotto dalla costruzione delle strutture alle bocche lagunari per la realizzazione del progetto MoSE . I risultati ottenuti sono la segnalazione di possibili cambiamenti locali nelle velocità e nei tempi di residenza, legati alle nuove strutture delle bocche. Questo risultato è stato inserito tra il materiale divulgativo dell'Osservatorio Naturalistico della laguna di Venezia. Successivamente per lo stesso sito è stato calibrato un modello della salinità utilizzandolo ai fini di una proposta per la tipizzazione e la classificazione della laguna di Venezia in recepimento della direttiva stessa. Il modello di salinità ha ottenuto un' ottima corrispondenza con le misure sperimentali. La proposta avanzata inoltre mette in evidenza l'effetto della variabilità inter-annuale della distribuzione dei parametri sulle tipologie e sulla classificazione. I dati prodotti sono stati richiesti all'interno dell'istituto di ricerca come supporto a studi paralleli quali la correlazione con variabili sedimentologiche e un approccio alla zonazione della laguna su base fisiografica.

Nel golfo di Cagliari è stato realizzato il modello idrodinamico e di qualità delle acque del golfo per verificare la risposta del sistema a diverse ipotesi di ges-

zione delle risorse idriche costiere e delle acque reflue. L'attività ha evidenziato la risposta del sistema ai regimi di vento e ha prodotto una prima valutazione sull'effetto di una variazione della quantità e distribuzione dei carichi di nutrienti sulla qualità delle acque costiere.

Nel golfo di Oristano tramite il modello sono state individuate le caratteristiche delle scale di trasporto. Si è valutato inoltre l'effetto di una eventuale modifica della geometria della connessione tra il golfo e lo stagno di Cabras sulle caratteristiche idrologiche e di qualità delle acque dello stagno stesso. I risultati ottenuti hanno permesso di individuare le aree maggiormente a rischio di accumulo di inquinanti nel golfo, mentre nello stagno si è valutato l'effetto di un maggiore scambio idrico con il golfo sull'accumulo della sostanza organica e sull'attività di pesca. Questi risultati sono stati sottoposti all'attenzione delle autorità locali.

Nel complesso il progetto ha raggiunto l'obiettivo di poter fornire un unico strumento di gestione in grado di integrare un vasto database e ha offerto alle amministrazioni locali non solo una valutazione su un caso specifico di gestione corroborato dal confronto con dati reali ma anche uno strumento di lavoro su cui sviluppare future attività.

Abstract

In the directive 2000/60/CEE (WFD) the necessity to cope and to safeguard the water environment is strongly stressed. A rational and scientific handling of the resources is needed.

After a first overview to identify the more suitable numerical tool to be applied in the transitional and coastal environments, the chosen model has been calibrated on real cases to contribute to solve the ecosystem management problem.

Three locations have been chosen as case studies: the first is the Venice Lagoon, the second is the Gulf of Cagliari and the last is the system 'Gulf of Oristano-Cabras pool'.

In the first location, the Venice Lagoon, the anthropogenic impact on the ecosystem over medium time range, have been studied. Specifically the action of the artificial structures built at the lagoon inlets, have been investigated. These barriers are part of the MOSE Project.

The results of this work give information about possible local changes of velocity and residence time, perhaps due to the new artificial structures at the inlets. The whole study has become part of the material collected by the Venice Lagoon Natural Observatory.

The model has been calibrated for the Venice Lagoon to reproduce the salinity field. The main aim was to propose a division and classification of the lagoon in areas, as asked in the directive. The comparison between modelled and measured salinity fields showed a really satisfactory match. Particularly the effects of high interannual spatial variability of the parameters on the classification and typologies are shown.

The produced dataset has also been used by other research groups to be

correlated with sedimentological variables and to do a zoning based on physiographic factors.

In the Gulf of Cagliari the hydrodynamic and water quality model has been applied to verify the system answer to different managing hypothesis for the use of coastal and waste waters. This activity stressed the response of the system under different wind regimes and permitted to evaluate the effects on coastal water quality of the nutrient variation, in terms of quantity and distribution.

In the Gulf of Oristano the characteristics of the transport scales have been investigated. The effects of possible changes in the geometry of the interconnection channel between the gulf and the Cabras pool have been studied to define the hydrological and water quality characteristics of the pool. The results permit to identify the high risk areas where pollutant can accumulate. Specifically, the effect of an higher water exchange between the gulf and the pool on the organic matter accumulation and on fisheries has been evaluated. This information has been presented to the local authorities as an additional help in the management of the area.

The project presented here succeeded in supplying a unique tool able to integrate a large database for the management. It has been possible to help the local municipalities not only to solve specific management cases, with comparison with measured data, but even to develop a working platform useful for future activities.

Indice

| | |
|---|------------|
| Sommario | i |
| Abstract | iii |
| Elenco delle figure | xi |
| Elenco delle tabelle | xii |
| Introduzione | xiv |
| | |
| I Materiali e Metodi | 1 |
| | |
| 1 Inquadramento delle aree di studio | 2 |
| 1.1 La laguna di Venezia | 2 |
| 1.2 Il Golfo degli Cagliari | 7 |
| 1.3 Il Golfo di Oristano e lo Stagno di Cabras | 12 |
| | |
| 2 Il Modello | 16 |
| 2.1 Scelta dello strumento modellistico | 16 |
| 2.2 Equazioni idrodinamiche | 20 |
| 2.3 Discretizzazione | 22 |
| 2.3.1 Nel tempo: il metodo semi-implicito | 22 |
| 2.3.2 Nello spazio: il metodo degli elementi finiti | 23 |
| 2.4 Modulo di dispersione | 26 |
| 2.5 Modulo ecologico | 28 |

| | | |
|-----------|--|-----------|
| II | Casi di studio | 32 |
| 3 | Venezia: il MoSE | 33 |
| 3.1 | Metodo d'indagine | 36 |
| 3.1.1 | La griglia numerica | 36 |
| 3.1.2 | Set-up del modello | 37 |
| 3.1.3 | Il database | 37 |
| 3.1.4 | Definizione delle variabili | 38 |
| 3.2 | Risultati | 40 |
| 3.2.1 | Scenario con sola marea astronomica | 40 |
| 3.2.2 | Scenario con marea e vento di bora reale | 43 |
| 3.3 | Discussione e conclusioni | 50 |
| 4 | Venezia: salinità e Water Framework Directive | 52 |
| 4.1 | Metodo d'indagine | 56 |
| 4.1.1 | Griglia e Set-up del modello | 56 |
| 4.1.2 | Il database | 57 |
| 4.1.3 | Procedimento di tipizzazione | 60 |
| 4.2 | Risultati e discussione | 62 |
| 4.2.1 | Variabilità spaziale (MELa 2003) e temporale (SAMA 2005) della salinità | 62 |
| 4.2.2 | La zonazione della laguna di Venezia | 66 |
| 4.3 | Conclusioni | 74 |
| 5 | Golfo di Cagliari: la fascia costiera | 79 |
| 5.1 | Metodo d'indagine | 81 |
| 5.1.1 | La griglia numerica | 81 |
| 5.1.2 | Il database | 82 |
| 5.1.3 | Set-up del modello | 90 |
| 5.2 | Risultati | 92 |
| 5.2.1 | Idrodinamica | 92 |
| 5.2.2 | Temperatura e salinità | 94 |
| 5.2.3 | Qualità delle acque | 111 |
| 5.3 | Scenari | 119 |

| | | |
|------------|---|------------|
| 5.3.1 | Incremento | 119 |
| 5.3.2 | Condotta sottomarina | 123 |
| 5.4 | Conclusioni | 125 |
| 6 | Golfo di Oristano e Stagno di Cabras | 127 |
| 6.1 | Metodo d'indagine | 129 |
| 6.1.1 | La griglia di calcolo | 131 |
| 6.1.2 | Il database | 132 |
| 6.1.3 | Setup del modello | 134 |
| 6.2 | Risultati | 135 |
| 6.2.1 | Scale di trasporto | 135 |
| 6.2.2 | Qualità delle acque | 140 |
| 6.3 | Scenario con scolmatore aperto | 146 |
| 6.4 | Conclusioni | 150 |
| III | Conclusioni | 155 |
| 7 | Conclusioni | 156 |
| | Appendice | 161 |
| A | Venezia: il MoSE | 161 |
| B | Venezia: salinità e WFD | 162 |
| C | Cagliari | 164 |
| D | Oristano e Cabras | 170 |
| E | Vedute aeree | 172 |
| | Bibliografia | 174 |

Elenco delle figure

| | | |
|-----|---|----|
| 1.1 | Localizzazione geografica delle aree di studio | 3 |
| 1.2 | Laguna di Venezia mappa e toponomastica | 3 |
| 1.3 | Golfo di Cagliari mappa e toponomastica | 7 |
| 1.4 | Golfo di Oristano e stagno di Cabras mappa e toponomastica . . | 11 |
| 3.1 | Configurazione delle bocche e batimetrie | 35 |
| 3.2 | Griglie, sezioni e stazioni | 36 |
| 3.3 | Variazione del tempo di residenza e del fattore di ritorno nello scenario con sola marea astronomica | 44 |
| 3.4 | Campo di velocità in fase uscente. Scenario di bora | 47 |
| 3.5 | Campo di velocità in fase entrante. Scenario di bora | 48 |
| 3.6 | Variazione del tempo di residenza e del fattore di ritorno nello scenario di bora. | 49 |
| 3.7 | Istogramma della variazione relativa dei flussi alle bocche | 51 |
| 4.1 | Stazioni di campionamento, punti di immissione dei tributari e griglia. | 57 |
| 4.2 | Confronto tra serie temporali di salinità misurate e modellate nel 2003. | 65 |
| 4.3 | Confronto tra serie temporali di salinità misurate e modellate nel 2005. | 67 |
| 4.4 | Mappe medie annue della salinità, deviazione standard e tempo di residenza nel 2003 in alto e nel 2005 in basso. | 71 |
| 4.5 | Mappe di intersezione delle variabili considerate | 72 |
| 4.6 | Schematizzazione dei corpi idrici. | 74 |

| | | |
|------|--|-----|
| 5.1 | Griglia, stazioni e transetti di campionamento e batimetria . . . | 84 |
| 5.2 | Immissari nel dominio in esame | 91 |
| 5.3 | Immissari e depuratori: temperature adottate. | 91 |
| 5.4 | Mappe mensili di circolazione residua. Anno 2005 da gennaio a giugno | 95 |
| 5.5 | Mappe mensili di circolazione residua. Anno 2005 da luglio a dicembre | 96 |
| 5.6 | Serie temporali di temperatura 2005-2006 - transetto Villa Aresu | 98 |
| 5.7 | Serie temporali di temperatura 2005-2006 - transetto Poetto Bus- sola (sopra) e P.le Saras (sotto) | 101 |
| 5.8 | Mappe medie mensili di temperatura anno 2005. Da in alto a sinistra in senso orario: Gennaio - Aprile | 102 |
| 5.9 | Medie mensili di temperatura anno 2005. Da in alto a sinistra in senso orario: Maggio - Agosto | 103 |
| 5.10 | Mappe medie mensili di temperatura anno 2005. Da in alto a sinistra in senso orario: Settembre - Dicembre | 104 |
| 5.11 | Serie temporali di salinità 2005-2006 - transetto Villa Aresu . . . | 106 |
| 5.12 | Serie temporali di salinità 2005-2006 - transetto Poetto Bussola (sopra) e P.le Saras (sotto) | 107 |
| 5.13 | Mappe medie mensili di salinità. Da in alto a sinistra in senso orario Gennaio - Aprile | 108 |
| 5.14 | Mappe medie mensili di salinità. Da in alto a sinistra in senso orario: Maggio - Agosto | 109 |
| 5.15 | Mappe medie mensili di salinità. Da in alto a sinistra in senso orario: Settembre - Dicembre | 110 |
| 5.16 | Scenario reale di riferimento. Serie temporali di ossigeno disciolto | 112 |
| 5.17 | Scenario reale di riferimento. Mappe di ossigeno disciolto | 113 |
| 5.18 | Scenario reale di riferimento. Serie temporali di fitoplancton . . . | 115 |
| 5.19 | Scenario reale di riferimento. Serie temporali di nitrato | 116 |
| 5.20 | Scenario reale di riferimento. Mappe dell'indice TRIX. Medie stagionali | 118 |
| 5.21 | Variazione delle portate dei depuratori a parità di carico per lo scenario incremento. | 120 |

| | | |
|------|---|-----|
| 5.22 | Scenario incremento. Mappe dell'indice TRIx. Medie stagionali . | 122 |
| 5.23 | Scenario condotta sottomarina. Mappe dell'indice TRIx. Medie stagionali | 124 |
| 6.1 | Area del Golfo di Oristano e Stagno di Cabras. | 130 |
| 6.2 | Velocità residue nel golfo e confronto indiretto con dati sperimentali. | 137 |
| 6.3 | Tempo di residenza (a sinistra) e di transito (a destra) calcolati per il golfo di Oristano. | 138 |
| 6.4 | Tempo di residenza nello stagno di Cabras con vento da maestrale. | 141 |
| 6.5 | Confronto con i dati delle serie temporali di temperatura e salinità | 143 |
| 6.6 | Confronto con i dati delle serie temporali per le variabili ossigeno disciolto, CBOD, ammonio, nitrato, fosfato e fitoplancton. | 145 |
| 6.7 | Confronto di serie temporali di salinità tra stato attuale e scenario | 147 |
| 6.8 | Confronto di serie temporali di ossigeno disciolto tra stato attuale e scenario | 148 |
| 6.9 | Confronto di serie temporali di ammonio tra stato attuale e scenario | 148 |
| 6.10 | Confronto di serie temporali di fosfato e fitoplancton tra stato attuale e scenario | 149 |
| 6.11 | Mappe spaziali stagionali stagionali di salinità per lo stato attuale e per lo scenario. | 151 |
| 6.12 | Mappe spaziali stagionali di ossigeno disciolto per lo stato attuale e per lo scenario. | 152 |
| A.1 | Serie temporali di velocità con marea astronomica. | 161 |
| B.1 | Tabella delle classi individuate dall'intersezione di due variabili . | 163 |
| C.1 | Cagliari transetti di campionamento. Nomenclatura completa. . . | 164 |
| C.2 | Cagliari statistiche del vento. Anno 2005 da Gennaio a Giugno. . | 165 |
| C.3 | Cagliari statistiche del vento. Anno 2005 da Luglio a Dicembre. . | 166 |
| C.4 | Mappe di RMS media mensile. Anno 2005 da Gennaio a Giugno. | 168 |
| C.5 | Mappe di RMS media mensile. Anno 2005 da Luglio a Dicembre. | 169 |
| D.1 | Condizioni meteorologiche e portate | 170 |
| D.2 | Velocità residue nello stagno di Cabras con vento di maestrale. . | 171 |

| | | |
|-----|---|-----|
| E.1 | Laguna di Venezia vedute aeree | 172 |
| E.2 | Golfo di Cagliari, vedute aeree | 172 |
| E.3 | Golfo di Oristano e stagno di Cabras vedute aeree | 173 |

Elenco delle tabelle

| | | |
|-----|--|-----|
| 1.1 | Casi esaminati con obiettivi raggiunti e aspetti innovativi introdotti | 15 |
| 2.1 | Equazioni delle variabili di stato del modulo di qualità delle acque | 30 |
| 3.1 | Scenario con forzante marea astronomica: statistica per i livelli e le velocità. | 43 |
| 4.1 | Definizione delle classi di salinità, deviazione standard della salinità e tempo di residenza. | 62 |
| 4.2 | Simulazione anno 2003 Statistiche. | 64 |
| 4.3 | Simulazione anno 2005. Statistiche | 66 |
| 4.4 | Individuazione delle tipologie e corrispondenza con i corpi idrici. | 75 |
| 4.5 | Corpi idrici e tipologie nel 2003 e nel 2005. | 76 |
| 5.1 | Stima dei carichi degli immissari e dei depuratori per la simulazione di riferimento | 99 |
| 5.2 | Caratteristiche della circolazione residua mensile e vento dominante corrispondente. | 100 |
| 5.3 | Stima dei carichi degli immissari per la simulazione incremento. . | 119 |
| 6.1 | Tempi di residenza e di transito. | 140 |
| 6.2 | Stagno di Cabras: confronto medie stagionali | 142 |
| B.1 | Calibrazione della griglia. | 162 |
| B.2 | Corrispondenza dei tributari. | 162 |

...a Nedda

Introduzione

Significato della gestione delle risorse

La natura, intesa come l'insieme di leggi naturali, ha i suoi processi di gestione intrinseci rappresentati dalle leggi a cui obbedisce. L'uomo è soggetto a sua volta alle stesse leggi, ma ha sviluppato una capacità di elaborare le risorse ambientali a suo vantaggio che lo rende unico, sia come essere vivente, sia come possibilità, potenziale e reale, di interagire con gli altri sistemi. Lo sviluppo della tecnologia e la crescita demografica hanno aumentato l'ordine di grandezza e l'accelerazione degli impatti prodotti dall'uomo sull'ambiente al punto da renderli evidenti e allarmanti. Oggi *"inquiniamo"* così tanto da provocare una reazione del sistema con una velocità tale che ce ne possiamo accorgere.

Anche se il concetto di gestione delle risorse nella sua accezione più istintiva, si può tradurre nell'idea di *"limitare i danni"*, in realtà esso ha una natura più profonda, legata all'amministrazione delle risorse. Quest'ultima accezione non è nuova e si riscontra, per esempio, in tutte le attività di coltura, in cui il sistema viene gestito in modo da portare frutto senza comprometterlo in modo irreversibile. La novità dei nostri giorni consiste nel fatto che l'amministrazione delle risorse ha fatto un salto di scala, ovvero, non coinvolge più solo l'attività umana, ma si trova nella necessità di tutelare tutto il sistema in cui essa opera, deve cioè includere nelle sue priorità anche quello stesso ambiente da cui trae sostentamento. Lo sfruttamento delle risorse in quest'ottica cambia il suo atteggiamento, perdendo in parte la sua accezione predatoria e acquistando una nuova dimensione. Le risorse, infatti, non sono più infinite e inesauribili, i processi che possono rigenerarle non sono scontati e non avvengono a una scala temporale tale da poter garantire un continuo ripristino della risorsa stes-

sa. La gestione non solo deve limitare i danni, ma deve tutelare il suo utilizzo e l'insieme dei processi che ne condizionano la qualità e la disponibilità. Nel perseguire questo scopo deve tenere conto di quali sono le scale temporali dei processi, soprattutto nel caso di risorse rinnovabili, perché esse condizionano la disponibilità della risorsa e l'efficienza del suo rinnovo.

Il tipo di risorse che oggi ci si trova a dover tutelare sono basilari per la vita, per esempio, l'aria e l'acqua. I fenomeni che possono comprometterle agiscono su una scala ampia, quasi globale, non rispettano quindi le divisioni nazionali. D'altra parte anche l'economia umana ha assunto carattere globale e pertanto la perdita di una risorsa può avere ripercussioni su tutta la comunità umana, non solo sull'utilizzatore locale. Il concetto di gestione allora passa da una dimensione locale e limitata a un'azione congiunta di diversi Stati, fino ad arrivare, in caso estremo, a coinvolgere accordi globali.

Gestione della risorsa idrica: aspetti della Water Framework Directive (WFD)

Dal punto di vista della risorsa "acqua" le problematiche di gestione sono complesse e urgenti, dato che essa ricopre la maggior parte della superficie del pianeta, è indispensabile alla vita e ha tempi di rinnovo molto lunghi.

In Europa, dopo un lungo iter legislativo, la Direttiva 2000/60/CE (Water Framework Directive, WFD, Parliament European (2000)) istituisce il quadro per l'azione comunitaria in materia di acque, considerando l'acqua un "*patrimonio*", (WFD, Preambolo(1)), e prefiggendosi di stabilire una "*comune cornice europea*" per la tutela di tutte le acque, includendo le acque superficiali, di transizione, costiere e sotterranee (WFD, Art.1). Si cerca di istituzionalizzare la gestione della risorsa idrica in tutte le sue forme con un'azione congiunta e coordinata di tutti gli Stati Membri. In questo senso la direttiva costituisce un esempio di gestione intesa come amministrazione delle risorse che tutela non solo la risorsa stessa, ma anche l'ecosistema che a essa si lega.

Tra gli obiettivi da perseguire vi sono la promozione dell'uso sostenibile delle acque in una prospettiva di protezione a medio-lungo termine e la prevenzione

dell'ulteriore deterioramento delle risorse idriche, tutelando e incrementando lo stato di qualità delle risorse stesse attraverso una serie di misure specifiche, fino ad assicurare un livello di qualità definito “buono” per tutti i corpi idrici nel 2015 (WFD, Art.4).

La WFD assegna agli Stati Membri il compito di individuare i singoli bacini idrografici presenti nel proprio territorio e di assegnarli a uno specifico distretto idrografico che viene istituito come la loro principale unità di gestione (WFD, Art. 3(1) e Art. 2(4)).

Riconoscendo il legame tra funzionamento dell'ecosistema, stato chimico-fisico e stato ecologico dello stesso, la WFD propone strategie che tutelano lo stato delle acque basandosi sulla definizione della tipologia dei sistemi acquatici e sulla classificazione a scala opportuna dei corpi idrici.

Il concetto di classificazione su base tipologica consiste nella individuazione all'interno di un bacino di aree con un insieme di caratteristiche fisiche definite (WFD, Art.5 e (European Commission, 2003b), sez 3.1) che hanno una rilevanza dal punto di vista pratico e che sono significative dal punto di vista ecologico. La direttiva propone due sistemi di fattori, System A e System B, da utilizzare per soddisfare la richiesta di classificazione su base tipologica (WFD, Annex II 1.1(ii)). La scelta di usare un sistema o l'altro dipende dalla rilevanza ecologica delle suddivisioni che producono quando applicati alle condizioni ambientali locali. Come riportato anche in European Commission (2003b), la specificità delle condizioni locali probabilmente favorirà l'applicazione del secondo sistema, che consente maggiore flessibilità e adattabilità ai casi specifici. I corpi idrici sono *“un elemento discreto e significativo di un corpo d'acqua superficiale o una parte di esso”* (WFD, Art.2(10)). Essi sono l'unità operativa su cui si misura la conformità degli obiettivi principali della Direttiva (WFD, Art.2(15) e European Commission (2003b), sez 2.2.6). In particolare essi devono risultare unità al loro interno omogenee dal punto di vista fisico, il cui stato ecologico possa essere definito in modo univoco e devono appartenere ad un'unica tipologia (WFD, Allegato II 1.1(ii), e European Commission (2003a), sez 3 e European Commission (2003b), sez 2.2.7). L'omogeneità implica che ogni punto al loro interno è rappresentativo dell'intera superficie.

Lo stato ambientale di un corpo idrico viene valutato confrontando lo stato

effettivo con lo stato definito di “*riferimento*” per ciascuna tipologia specifica (WFD Allegato V 1.4.1(ii) e European Commission (2003b), sez 4.3). Lo stato di riferimento viene stabilito sulla base dei valori che gli indicatori di qualità biologica assumono in quei corpi idrici superficiali che si trovano a uno stato di qualità ecologica definito come “elevato” (WFD, Annesso II 1.3(i) e European Commission (2003b), sez 4.1) ed è specifico per ciascuna tipologia. L’elevato stato di qualità ecologica include elementi biologici, fisico-chimici e idromorfologici (WFD, Allegato II 1.3(i) e European Commission (2003b), sez 4.1).

Le condizioni di riferimento devono riflettere la naturale variabilità degli indicatori di qualità biologica all’interno di una tipologia e quindi si prevede che possano essere espresse in forma di intervallo di valori.

Tra i metodi previsti per l’individuazione delle condizioni idromorfologiche e fisico-chimiche tipiche specifiche per un determinato tipo di corpo idrico in stato ecologico elevato (WFD, Allegato II 1.3(ii) e European Commission (2003b), sez 4.5) e delle condizioni di riferimento biologiche (WFD, Allegato II 1.3(iii)) vi è l’uso criteri spaziali (rete di riferimento composta da siti in elevato stato ecologico appartenenti a ciascuna tipologia) e/o di tecniche di modellizzazione. In particolare per la definizione delle condizioni di riferimento relative alle condizioni biologiche tipo-specifiche, si prevede la possibilità di modellizzazione specificando l’uso di modelli predittivi per ciascun tipo di corpo idrico superficiale (WFD, Allegato II 1.3(v)). L’obiettivo di qualità ambientale va quindi perseguito attraverso un programma di misure e di monitoraggio (WFD, Art.8) che deve essere pianificato in modo da consentire una identificazione affidabile dello stato delle acque.

Va sottolineato che la classificazione in tipologie e l’individuazione delle unità operative fa da background per tutte le altre attività previste dalla direttiva: definire per ciascuna tipologia ambientale uno stato di riferimento “incontaminato”, definire lo stato attuale delle acque rispetto allo stato di riferimento, realizzare quelle scelte di gestione in grado di prevenire l’inquinamento e varare programmi che consentano di risanare le unità compromesse fino a riportarle a uno stato definito “buono”. La suddivisione in tipologie ha lo scopo di rendere confrontabili ambienti che si trovano sotto la tutela di diversi Stati Membri. In questo modo mira a garantire la continuità e l’omogeneità dell’azione

e la condivisione delle conoscenze acquisite fino a raggiungere una metodologia unitaria.

Per adempiere alle prescrizioni della direttiva è necessario sviluppare strategie di classificazione dei bacini che tengano conto delle sorgenti di variabilità biotiche e abiotiche del sistema, della loro importanza relativa e dello stato ambientale in cui si trovano. Nell'ambito di queste strategie lo sviluppo di modelli matematici robusti e validati per siti specifici può offrire un valido supporto. L'applicazione di modelli infatti viene sconsigliata dagli addetti ai lavori nella fase iniziale di implementazione della direttiva e per la stima degli elementi di qualità biologica perché fino ad ora la maggior parte dei modelli non risulta generalmente ben validata ed si evidenziano difficoltà nella gestione di dati storici (European Commission (2003b), sez. 4.5.2)), inoltre i database di riferimento disponibili spesso non sono completi. Contemporaneamente viene sottolineato dagli stessi addetti ai lavori come i modelli possano diventare fondamentali per l'attività di aggiornamento delle condizioni di riferimento una volta a regime (European Commission (2003b), sez. 4.9 e sez. 4.10).

Inquadramento delle problematiche

I processi e le dinamiche ambientali sono caratterizzati spesso da un'elevata complessità. Nella fascia costiera la circolazione delle acque, il trasporto e la dispersione di soluti o di particolato e i processi biogeochimici hanno scale spaziali e temporali molto variabili, che dipendono sia dalle dinamiche stesse, sia dalle caratteristiche dell'ambiente considerato. Tale variabilità costituisce spesso un limite alla possibilità di gestire metodicamente i sistemi, quando addirittura non inficia la comprensione dei fenomeni stessi e dei rapporti che li regolano.

La gestione di risorse biologiche e di sistemi ambientali deve essere in grado di correlare informazioni eterogenee relative a numerosi processi che si svolgono a diversa scala temporale. Se si prende come esempio di gestione la direttiva, si constata che il concetto alla sua base è l'integrazione: rispetto ai metodi per ottenere un'azione unitaria compatta, rispetto alle forme della risorsa da proteggere per coprire tutte le fasi del suo ciclo, rispetto al funzionamento dell'ecosistema, considerato come frutto della sostanziale sinergia tra comparto

chimico-fisico e biologico. La direttiva utilizza la classificazione e il monitoraggio come strumenti per dirimere la complessità della gestione di sistemi altamente variabili. Rispetto alla classificazione le maggiori difficoltà si individuano nelle attività che comportano:

- stimare indicatori complessi o variabili mancanti al database attuale;
- prevedere l'effetto di eventuali alterazioni antropiche o naturali;
- definire lo stato naturale di riferimento di un bacino;
- verificare relazioni di influenza, ovvero rapporti di causa-effetto;

Il monitoraggio, pur essendo l'unico mezzo per conoscere la "verità" rispetto alle variabili che indicano lo stato dell'ambiente, da cui la sua imprescindibilità, si trova purtroppo a essere soggetto a limitazioni, innanzitutto economiche, ma anche logistiche e di copertura spazio-temporale. Per determinare quale sia lo stato naturale e incontaminato di un dato ambiente, piuttosto che uno stato di alterazione, e quale sia la variabilità ambientale naturale, piuttosto che quella indotta da fenomeni di stress, occorre avere un database molto esteso con una copertura temporale e spaziale adeguata ai processi responsabili dei fenomeni in atto.

Le problematiche così individuate non sono solo legate al recepimento della direttiva, anche se tramite essa si ripropongono più fortemente, ma emergono anche in tutti quegli studi in cui si affronta la gestione di sistemi ambientali in generale e di aree marino costiere e aree di transizione in particolare. La direttiva non prevede il supporto modellistico alla gestione dell'ambiente se non come strumento marginale in fase di implementazione, tuttavia considera la possibilità di adottare modelli per definire la dimensione delle acque di transizione (European Commission (2003b) sez 2.3.15) in quei casi in cui i confini non siano ben definiti o non siano disponibili dati di salinità e, nel caso non siano disponibili altri mezzi, per valutare le condizioni di riferimento. Contemporaneamente la WFD getta le premesse per lo sviluppo di modelli che possano agevolare in futuro la gestione della risorse. Infatti prevede una fase di aggiornamento delle condizioni di riferimento e una revisione della caratterizzazione dei corpi idrici per tenere conto del mutare naturale delle condizioni globali. In quest'ottica auspica lo sviluppo di modelli predittivi che possano ridurre nel processo

di revisione il peso di quel parere esperto che è stato necessario includere in fase di implementazione a causa della mancanza di dati (European Commission (2003b) sez. 4.9 e sez. 4.10).

La tesi

Constatata la necessità della gestione della risorsa acqua e la modalità con cui essa è prevista dalla normativa si è evidenziata la complessità dei processi in gioco e i maggiori limiti per la loro comprensione e gestione.

Questa tesi dimostra che l'applicazione di modelli numerici in ambienti marino-costieri può essere un valido strumento di supporto nell'affrontare diversi problematiche che si possono presentare nel corso della gestione dell'ambiente e nell'attuazione della direttiva stessa.

La motivazione all'origine di questa tesi nasce dal fatto che dalla direttiva in poi la gestione degli ambienti marino costieri e di transizione non solo sarà sempre più necessaria, ma si muoverà anche sempre più verso forme di integrazione delle informazioni e dei processi. Un unico strumento che permetta sistematicamente di fornire una rappresentazione del sistema integrando le informazioni dei monitoraggi, adattandosi a richieste sito-specifiche e consentendo di verificare le conseguenze virtuali di differenti ipotesi di gestione rappresenta dunque una svolta nel *modus operandi* delle istituzioni il cui compito è la tutela dell'ambiente.

L'approccio adottato in questa tesi ha una forte componente interdisciplinare. Esso infatti unisce il frutto di attività sperimentali, condotte nell'ambito dei monitoraggi, con tecniche modellistiche che danno una rappresentazione deterministica dei processi, ovvero implementano le leggi teoriche, primitive o empiriche che li regolano. In questo modo è possibile simulare relazioni di causa-effetto che hanno prodotto lo stato del sistema rilevato nel corso dei monitoraggi.

Nel caso in cui il modello riesca a rappresentare il sistema con sufficiente approssimazione, esso permette di esplorare le risposte che si potrebbero verificare sotto diverse ipotesi di lavoro. In particolare è possibile valutare la risposta a diverse condizioni forzanti esterne, quali possono essere diversi regimi meteo-

climatici o di apporti fluviali, e in tal modo quindi analizzare le caratteristiche del sistema stesso. In alternativa è possibile valutare l'effetto prodotto da diverse scelte di gestione, quali la modificazione delle geometria del bacino o la gestione degli scarichi che vi si versano, e in tal modo quindi analizzare le possibili conseguenze di diverse politiche gestionali.

Nel caso in cui il modello non riesca invece a riprodurre con sufficiente esattezza i dati sperimentali, esso permette comunque di identificare quali processi non sono sufficientemente riprodotti per descrivere il sistema, ponendo dei quesiti che possono venire risolti o introducendo ulteriori processi o indagando sullo stato della conoscenza del fenomeno oppure migliorando la qualità dei dati immessi nel modello.

Questo strumento quindi è in grado di fornire una visione integrata e sinottica nello spazio e nel tempo delle dinamiche che caratterizzano i diversi ambienti investigati. Per quanto riguarda le tematiche di gestione in particolare, sono stati affrontati i seguenti aspetti:

- la valutazione dell'impatto a medio termine della realizzazione di strutture finalizzate alla gestione di ambienti di transizione;
- la modellazione di alcune variabili indicate dalla direttiva al fine della tipizzazione e individuazione di corpi idrici, con particolare attenzione all'aspetto della variabilità interannuale dei parametri;
- la valutazione per scenari dell'effetto sulla qualità delle acque di diverse scelte di gestione degli ambienti costieri e degli ambienti di transizione.

Il modello adottato è open-source e freeware, selezionato tra gli altri in quanto integra le equazioni della fluidodinamica con approssimazione di acque basse utilizzando il metodo a elementi finiti. Questo metodo consente contemporaneamente un elevato dettaglio nella rappresentazione delle linee di costa e del gradiente batimetrico e un ridotto costo computazionale. Il modello è stato applicato con successo in numerose località costiere ed è corredato da numerosi moduli accoppiati che permettono la simulazione di importanti processi costieri, infine viene costantemente aggiornato dai suoi sviluppatori.

La caratteristica di essere un modello a costo zero unita a quella di libero accesso ai sorgenti del programma hanno giocato a favore nella selezione. Infatti

nella prospettiva di proporre questo strumento alle amministrazioni o a enti gestori queste due caratteristiche permettono di abbassare i costi e di sviluppare eventuali routine per rispondere a esigenze puntuali di gestione. (Esempio: sviluppare una routine che simuli la procedura di funzionamento delle paratie del MoSE).

I siti di indagine individuati sono la laguna di Venezia, il golfo di Cagliari e il sistema golfo di Oristano-stagno di Cabras. Sono siti dalle caratteristiche e dalle problematiche molto diverse tra loro che costituiscono un banco di prova dell'applicabilità della la tesi sostenuta

Questo elaborato si suddivide in tre parti. La prima parte giustifica la scelta dello strumento numerico adottato e ne illustra le principali caratteristiche (cap. 2) e descrive i siti di indagine le problematiche specifiche per ciascun sito (cap. 1), che vengono affrontata nella seconda parte. Questa è suddivisa in quattro capitoli (cap. 3 - 6: ciascuno descrive il metodo utilizzato e i risultati ottenuti in ciascun sito secondo un ordine di crescente complessità nello studio modellistico. Nella terza e ultima parte si traggono le conclusioni del lavoro evidenziando gli aspetti più interessanti ottenuti dai singoli casi specifici in vista di una metodologia generale.

Parte I

Materiali e Metodi

Capitolo 1

Inquadramento delle aree di studio

I siti coinvolti nello studio sono la laguna di Venezia, il golfo di Cagliari e il sistema golfo di Oristano - stagno di Cabras (Fig. 1.1). L'ordine con cui i casi vengono descritti rispecchia anche la crescente complessità della rappresentazione modellistica. Data l'eterogeneità dei casi affrontati, si riporta un breve inquadramento geografico con una descrizione dei caratteri salienti della zona e con delle indicazioni sulle problematiche affrontate evidenziando gli aspetti innovativi del lavoro. Uno schema sintetico della casistica affrontata è riportato in tabella 1.3. Gli aspetti affrontati in questa sede non risolvono l'intera problematica gestionale, molto più ampia e complessa, connessa alla realtà e allo sviluppo di questi territori, ma esaminano alcuni aspetti salienti, suggerendo delle possibili valutazioni anche rispetto all'applicazione della WFD.

1.1 La laguna di Venezia

La laguna di Venezia (cfr. Fig. 1.2) si trova nella parte nord-occidentale del mare Adriatico ($45^{\circ} 26' 15''$ N, $12^{\circ} 20' 9''$ E), è la più ampia laguna del Mediterraneo (area 500 km^2 , 50 km in lunghezza in direzione N-S, 15 km come ampiezza media in direzione E-O). Circa 436 km^2 di laguna (laguna viva) sono aperti all'escursione di marea, il restante è adibito a valli da pesca e pertanto è soggetto

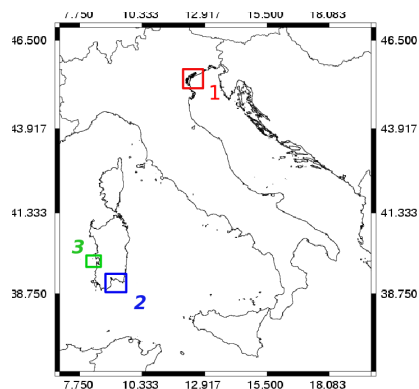


Figura 1.1: Localizzazione geografica delle aree di studio. Nel riquadro 1, Laguna di Venezia, 2, Golfo di Cagliari, 3, Golfo di Oristano.

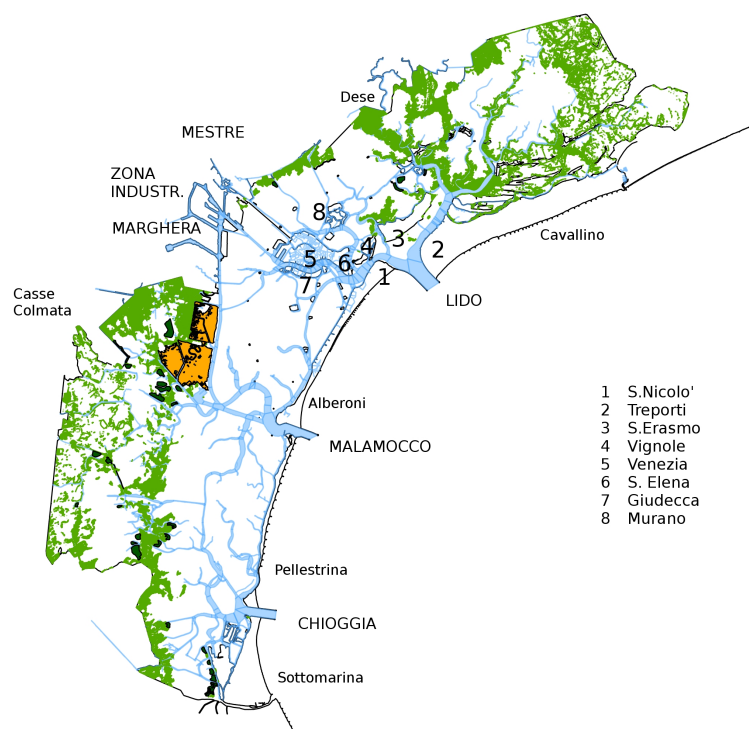


Figura 1.2: Laguna di Venezia mappa e toponomastica

a scambi limitati e regolati artificialmente.

Gli scambi d'acqua con il mare avvengono attraverso tre bocche (Lido, Malamocco e Chioggia) che si trovano sulla parte orientale del bacino. Queste bocche costituiscono le discontinuità nel cordone litorale lungo circa 60 km che divide la laguna dall'Adriatico ed è composto dai litorali di Jesolo, Cavallino, Lido, Pellestrina Sottomarina e Isola Verde.

La laguna si è formata dopo l'ultima glaciazione, quando l'apporto solido dei principali fiumi creò dei cordoni litoranei che racchiusero un'area di acque basse, protetta dall'influenza diretta del mare e arricchita di acque dolci. Da allora la sopravvivenza della laguna di basa sull'equilibrio tra deposizione ed erosione di sedimento a cui si aggiungono i fenomeni di subsidenza e le variazioni di livello medio marino.

La morfologia della laguna si compone di canali navigabili, bassifondi e barene, quest'ultime con frequenze di emersione-immersione molto variabili. Nella distribuzione delle profondità solo il 5% è superiore a 5 m, il 75% è minore di 2 m, e la profondità media è 1.2 m; ciononostante vi sono aree che raggiungono profondità anche superiori a 30 m in corrispondenza delle bocche di porto (Molinari et al., 2007).

Il regime di marea è microtidale con escursione media mareale di 35 cm in fase di quadratura e 100 cm in fase di sizigia (Tagliapietra et al., 2007). Condizioni di forte vento da Sud (Scirocco, 14-16 m/s) e basse pressioni atmosferiche (Pirazzoli, 1991; Canestrelli et al., 2001) possono condurre all'innalzamento del massimo livello marino con episodi piuttosto frequenti di inondazione del centro storico soprattutto durante la primavera e l'autunno.

Il volume medio d'acqua della laguna è circa $390 \times 10^6 \text{ m}^3$ e la quantità d'acqua salata scambiata durante ogni ciclo di marea è circa un terzo del volume totale (Gacic et al., 2004). L'ingresso e l'uscita periodica delle acque marine dalla laguna ne determinano il ricambio idrico, le morfologie, la circolazione e lo stabilirsi di gradienti spaziali stagionali nella distribuzione di tutte le variabili biotiche ed abiotiche.

Il carattere salmastro della laguna è frutto del mescolamento di acque marine che entrano dalle bocche con acque dolci provenienti dal bacino scolante. Quest'ultimo copre un'area di 1850 km^2 e immette una quantità media annua di

acque dolci pari a $35.5 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$. I principali tributari sono i corsi a regime naturale del Silone (23.1%) e Dese (21.1%) e i corsi canalizzati del Naviglio Brenta (14.3%) e Taglio Nuovissimo (13.2%). I tributari più importanti si trovano nel bacino settentrionale che riceve in media più del 50% del carico annuo totale dal bacino (Zuliani et al., 2005; Zonta et al., 2005) mentre la maggior parte degli immissari nel bacino meridionale sono regolamentati e sollevati a mezzo di impianti artificiali in seguito a bonifica.

Nella laguna di Venezia sono presenti attività di vallicultura, localizzata al margine settentrionale della laguna e nella zona sud e sud-occidentale del bacino a cui si aggiungono attività di pesca e venericoltura. Il turismo, presente tutto l'anno in diverse forme, ha un carattere molto forte nei centri storici e tende sempre più ad espandersi nelle isole e nella laguna. La presenza di numerose industrie a Marghera, del porto industriale, a cui si accede attraverso la bocca di Malamocco, e del porto turistico, che è servito dalla bocca di Lido, costituiscono una delle questioni più dibattute per lo stato ambientale, la salute civile e per lo sviluppo economico.

La laguna di Venezia è anche un ambiente molto particolare, ricco di zone umide che ospitano specie protette e sono state identificate diverse aree soggette a tutela in seguito alle direttive Habitat e Uccelli (Council Directive, 1992, 1979). Le problematiche ambientali della laguna sono molteplici (Deheyn and Schaffer, 2007): dalla perdita di sedimento con livellamento delle morfologie e dei fondali (Elliott and Cutts, 2004), all'inquinamento da metalli pesanti (Bernardello et al., 2006) e composti organici (Frignani et al., 2005; Bettiol et al., 2005), alla subsidenza (Brambati et al., 2003).

In questo lavoro si sono affrontate due tra le problematiche che hanno interessato più di recente la laguna: una riguarda la costruzione delle barriere mobili alle bocche, il noto progetto MoSE per la difesa della città di Venezia e della laguna dalle acque alte; l'altra rispecchia la necessità di suddividere la laguna in tipologie caratteristiche e in un numero limitato di corpi idrici che ne permettano il monitoraggio e la gestione in accordo con le prescrizioni della WFD.

Queste problematiche coinvolgono due aspetti fondamentali per l'assetto futuro della laguna. La costruzione del MoSE costituisce uno sforzo economico

notevole per il Paese e la città e, a prescindere polemica rispetto alla sua capacità di soddisfare lo scopo per cui è stato progettato o rispetto alla necessità futura della sua presenza, certamente modifica l'assetto delle bocche e le possibili interazioni laguna-mare. Le ripercussioni sull'ecosistema di questo cambiamento possono essere di diversa entità e la valutazione a breve-medio termine di queste implicazioni non è di facile soluzione. In questo caso l'uso di un modello di circolazione e trasporto nella laguna, testato e calibrato in questo sito, offre uno strumento in grado di offrire una stima dei possibili effetti futuri.

La laguna di Venezia, d'altra parte è un ambiente di transizione ed è soggetta alle prescrizioni della WFD. La suddivisione della laguna in tipologie e in corpi idrici costituisce la base per la futura gestione della qualità delle acque della laguna e di tutte le attività che influiscono sullo stato chimico ed ecologico dei suoi corpi idrici. Infatti sulla base delle tipologie e dei corpi idrici vengono previsti dalla direttiva l'individuazione delle condizioni di riferimento, il monitoraggio e la valutazione dello stato dei corpi idrici stessi. La complessità dell'ecosistema, unita alla eterogeneità del territorio e degli insediamenti umani, rendono la procedura complessa al punto che a tutt'oggi esistono diverse proposte. In questo lavoro si è utilizzato il modello, dopo averlo calibrato, per calcolare alcune variabili indicate dalla direttiva e formulare una proposta di tipizzazione e zonazione.

La direttiva riporta indicazioni riguardo alla variabilità dei parametri utilizzati per la definizione delle condizioni di riferimento e dello stato ecologico. Rispetto alla variabilità interannuale dei parametri che definiscono le tipologie non vi sono precise raccomandazioni. In ambienti di transizione complessi come la laguna di Venezia però questo fattore non è trascurabile. e dunque si solleva la questione di quanto la variazione interannuale influisce sulla distribuzione delle tipologie. Può influire al punto da modificare le condizioni di riferimento di qualità biologica e quindi rendere ingannevole la valutazione dello stato del corpo idrico? Per rispondere a questi quesiti occorre conoscere quanto varia la condizione di riferimento passando da una tipologia a un'altra, ma anche quanto grande può essere o meno la variazione interannuale dei parametri in base ai quali si definiscono le tipologie. Le condizioni di riferimento non sono state ancora definite perciò il lavoro in questo senso si è focalizzato sulla vari-



1.2 Il Golfo degli Cagliari

Il Golfo di Cagliari o Golfo degli Angeli (cfr. Fig. 1.3) corrisponde al golfo della Sardegna meridionale su cui si affaccia la città di Cagliari ($39^{\circ} 13' 0''$ N, $9^{\circ} 7' 0''$ E). Quest'ultima si trova alla fine della pianura campidanese, una delle poche zone pianeggianti presenti in questa regione, ed è circondata su entrambi i lati da rilievi: i monti del Sulcis a ovest e il Monte dei Sette Fratelli a est. Il golfo (cfr. Fig. 1.3) comprende il tratto di costa da Villasimius (Capo Carbonara) a Chia (Capo Spartivento), includendo i comuni di Sinnai, Maracalagonis, Quartu S. Elena, Cagliari e Capoterra.

Dal punto di vista del territorio si possono individuare tre sottoaree distinte per diverse caratteristiche. L'area orientale da Villasimius a Capo S.Elia è caratterizzata, procedendo da est verso ovest, da insediamenti turistici, insediamenti residenziali costieri e sistema di spiaggia del Poetto. In quest'area la fascia che va da Capo Carbonara a Capo S.Elia è rappresentata da bacini idrografici estesi, sviluppati in un sistema montuoso a ridosso del litorale.

L'area urbana di Cagliari va dal Poetto a Capoterra ed è composta da zone residenziali con elevata densità edilizia e complessità urbana, presenza di infrastrutture commerciali ed industriali in cui si inseriscono situazioni ambientali sensibili (Sito di Interesse Comunitario, SIC) quali lo Stagno di Cagliari, composto dalle Saline di Macchiareddu e dalla Laguna di Santa Gilla, (di cui lo Stagno di Santa Gilla è anche zona Ramsar mentre lo Stagno di Cagliari è Zona Protezione Speciale, ZPS), inoltre, dietro la spiaggia del Poetto, si trovano le Saline e lo Stagno di Molentargius e di Quartu. Quest'area è collegata allo sprofondamento tettonico della pianura del Campidano ed è un sistema complesso che connette le depressioni stagnali, che costituiscono le zone umide, con il cordone litorale sabbioso del Poetto e il suo sistema di spiaggia sommersa. In questo contesto si colloca la dorsale rocciosa di Capo S.Elia che separa fisicamente la zona dall'area di Capoterra-Sarroch.

Infine l'area occidentale è caratterizzata da attività portuali, industriali a cui si inframezza il tessuto urbano, che si sviluppano nelle zone di Sarroch e Macchiareddu (Regione Autonoma della Sardegna, 2007). Anche in questo caso il bacino idrografico si sviluppa su rilievi a breve distanza dalla fascia litorale da cui è separato per mezzo di una stretta fascia pedemontana.

La costa nel suo complesso alterna spiagge e coste rocciose soggette a fenomeni di erosione e accumulo, mentre il terreno a ridosso ha caratteristiche di scarsa permeabilità favorendo un drenaggio superficiale ed energetico (Ufficio del Piano, 2004). I corsi d'acqua naturali in questa zona, come in generale in tutta la regione, hanno carattere torrentizio, dovuto alla vicinanza tra i rilievi e la costa, con pendenze elevate e sono soggetti a importanti fenomeni di piena nei mesi tardo autunnali e a periodi di magra durante l'estate quando possono arrivare a restare in secca (Servizio Tutela delle Acque, Servizio Idrico Integrato, 2002a).

Lo Stagno di Cagliari è un'area umida complessa costituita dalla laguna di

S. Gilla, dalle Saline dell'area di Macchiareddu e dallo stagno di Capoterra. La laguna di S. Gilla si suddivide in laguna aperta e laguna chiusa adibita a salina. La prima ha lunghezza di circa 10 km e larghezza media superiore a 1 km e si estende dalle foci di Cixerri e Flumini Mannu fino alla bocca lagunare di Ponte della Scafa, che è ampia circa 150 m e profonda 3 m; la seconda corrisponde all'area compresa tra le regioni di Macchiareddu e la foce del Rio S. Lucia (Ufficio Intercomunale per la gestione della ZPS Stagno di Santa Gilla, 2006). Nella laguna aperta, classificata come acque di transizione, lo scambio con il mare avviene con senso alternato di flusso e riflusso governato dal regime delle maree, dalle variazioni di portata idrica degli immissari e dalle pressioni esercitate dai venti sulle bocche a mare e sugli specchi d'acqua. In particolare, maestrale e venti settentrionali facilitano il riflusso, venti meridionali lo ostacolano (Atzeni et al., 1998; Ufficio Intercomunale per la gestione della ZPS Stagno di Santa Gilla, 2006). Il canale artificiale, che si apre nel settore del Porto Canale e collega le acque della laguna a mare, costituisce una seconda bocca lagunare. Esso rappresenta anche un'opera di prelievo di acqua a mare che si immette nella parte alta della laguna ed è di fondamentale importanza per il ricambio idrico laguna-mare.

Per quanto riguarda le caratteristiche meteo-climatiche della zona l'Ufficio Intercomunale per la gestione della ZPS Stagno di Santa Gilla (2006) esamina i caratteri climatologici dello Stagno di Cagliari e delle zone limitrofe avvisando che per la sostanziale omogeneità dei caratteri oro-topografici essi possono ritenersi comuni in prima approssimazione all'arco costiero cagliaritano. I dati a cui si riferiscono le considerazioni sono dati pluviometrici e termometrici del Servizio Idrografico inerenti alla stazione di Cagliari nel periodo 1922-1992 e della stazione di Elmas nel periodo 1950-1962.

L'umidità relativa si assesta mediamente su valori attorno a 75 % e può arrivare a 80% nel periodo invernale e a 55% nel periodo estivo. Suddividendo la copertura nuvolosa in tre fasce rispettivamente inferiore a 3/10 di cielo coperto, maggiore di 7/10 di cielo coperto e compresa tra i due, la media annuale di giorni sereni che ricade in ciascuna fascia è di 145, 124 e 101, da cui si può dedurre che il cielo è mediamente sereno.

I venti dominanti sono maestrale e libeccio con velocità elevate superiori a

25 m/s e i mesi più ventosi sono quelli invernali. Le temperature indicano la presenza di due periodi di transizione, marzo-aprile e settembre-novembre, e due periodi con valori pressoché costanti, luglio-agosto e dicembre-febbraio. I massimi di temperatura si verificano tra fine giugno e agosto.

Il range pluviometrico varia tra 250 e 750 mm/y con media annua intorno ai 430 mm/y. La media annua dei giorni piovosi è circa di 50 giorni con precipitazioni concentrate tra la seconda metà dell'autunno e l'inverno con valori medi maggiori in dicembre. Da febbraio a maggio si verificano piogge primaverili mentre la stagione secca in genere va da maggio-giugno fino a settembre e talvolta ottobre. Si verificano condizioni di deficit nel bilancio idrico nel periodo tra maggio e ottobre, il periodo di aridità dura circa tre mesi e mezzo dai primi di giugno a metà settembre. Il regime udometrico è quindi tipicamente mediterraneo con piogge massime invernali e minime estive. Il regime pluviometrico degli ultimi 20-30 anni si è ridotto del 20-30% degli afflussi rispetto ai valori qui riportati con un riduzione dei deflussi del 50% (Servizio Tutela delle Acque, Servizio Idrico Integrato, 2002b).

Dal punto di vista del territorio il regime delle precipitazioni costituisce di per sé un problema da cui si originano una serie di conseguenze per la gestione ambientale, economica e sociale. La quasi totalità della risorsa idrica per tutti gli usi deriva da risorse idriche superficiali, la cui tutela diventa quindi fondamentale. Ai corpi idrici naturali si affiancano numerosi corpi idrici artificiali costruiti tramite sbarramento e spesso i diversi corpi idrici sono connessi tra loro da impianti di sollevamento per garantire la disponibilità della risorsa in aree anche molto distanti tra loro.

Il fenomeno di degrado più rilevante è l'eutrofizzazione di tali bacini con il rischio di fioriture di alghe tossiche. Questo fenomeno è legato alla gestione dei reflui che oggi sono soggetti in quasi tutte le amministrazioni a processi di depurazione. Ciononostante i periodi siccitosi possono mettere in difficoltà gli impianti fognari e di depurazione che servono l'utenza urbana e a cui si collegano i centri produttivi. Infatti la scarsità di portata dei corpi recettori compromette la diluizione dei reflui e talvolta il regime del circuito di abbattimento. L'andamento stagionale del turismo, che ha i massimi afflussi nei periodi di minime piogge, tende a incidere negativamente su questa situazione anche se fortunata-



Figura 1.4: Golfo di Oristano e stagno di Cabras mappa e toponomastica

mente, il flusso turistico tende a disperdersi lungo la fascia di spiagge ai lati dell'insediamento cittadino.

La diluizione legata al salto batimetrico del fondale garantisce una certa salvaguardia della costa anche se fondamentale sotto questo aspetto diventa la circolazione delle acque sotto i diversi regimi meteomarinari. In questo contesto l'applicazione di un modello di circolazione all'intero golfo accoppiato a un modello di qualità delle acque costituisce una sperimentazione in grado di assimilare i dati prodotti nel corso del notevole sforzo di monitoraggio condotto recentemente e rappresenta un punto di partenza per lo sviluppo di un sistema in grado di supportare la gestione della limitata risorsa idrica. Nel corso del lavoro si è esaminata la risposta del sistema a diversi regimi di vento e sono stati esaminati degli scenari per la qualità delle acque che corrispondono alle ipotesi di un maggiore flusso turistico nel futuro e dello spostamento di una condotta da costa a mare nel golfo.

1.3 Il Golfo di Oristano e lo Stagno di Cabras

Il golfo di Oristano (cfr. Fig. 1.4) si trova sulla costa orientale della Sardegna ($39^{\circ} 54' N$ e $8^{\circ} 35' E$). Si tratta di un bacino semichiuso di profondità ridotta (media 15 m, max 25 m) che copre una superficie di 150 km^2 e comunica con il mare attraverso un'apertura di 9 km che si allunga in senso longitudinale dall'estremità di Capo S. Marco a nord fino a capo Frasca a sud. Le maggiori profondità si trovano nel centro del golfo verso l'apertura a mare, a parte il canale navigabile profondo circa 15 m. Quest'ultimo, scavato nella parte settentrionale del golfo, si allunga da Capo S. Marco lungo il bordo orientale fino a collegare al mare aperto il porto commerciale, che si trova in linea d'aria dietro il capo stesso.

Il territorio circostante il golfo (Fig. 1.4) si caratterizza per la presenza di numerose lagune e paludi salate (per un'area totale di 46 km^2), che comunicano con il golfo attraverso stretti canali artificiali. Tra queste la maggiore è lo stagno di Cabras, nella parte settentrionale, e le lagune di Marceddì e S. Giovanni in quella centro-meridionale. Ciascuna laguna è sede di intensa attività di pesca e acquacoltura e riceve gli scarichi civili degli insediamenti urbani rispettivamente di Cabras e Oristano. Anche il golfo stesso è sede di attività di pesca off-shore e nella parte centrale del golfo sono presenti trappole per i branzini.

I regimi di vento caratteristici di questa zona sono Maestrale (NW), Libeccio (SE) e Scirocco (SW). Il primo può essere considerato il vento dominante con una velocità media annua di 10 m/s, mentre i regimi di Libeccio e Scirocco si alternano con velocità medie annue tra 9 e 10 m/s. Le maree astronomiche sono molto deboli con un'escursione massima in assenza di vento di circa 20 cm (Pinna, 1989).

L'input di acque dolci nel golfo si caratterizza per un regime torrentizio con portate estive quasi nulle, a causa delle scarse piogge. Anche nel periodo invernale, quando le piogge sono più abbondanti, le portate restano comunque basse a causa dell'intercettazione delle acque dolci ad uso agricolo e civile tramite dighe e bacini di raccolta.

Il fiume Tirso, che si trova nella costa nord occidentale tra il porto industriale a sud e il porto turistico a nord, è l'unico immissario diretto di acque dolci nel golfo e ha portate medie annue inferiori ai $5 \text{ m}^3/\text{s}$ (Cucco and Umgiesser,

2006b).

L'area circostante Capo S. Marco e il capo stesso sono dichiarate Area Marina Protetta (Sinis-Maldiventre) e costituiscono una nursery di biodiversità e meta turistica locale. L'area pertanto è interdetta alla pesca e all'acquacoltura per preservare le sue caratteristiche, anche se è influenzata da quanto proveniente dalle lagune circostanti in funzione dell'entità del trasporto nel golfo, che a sua volta è frutto della circolazione indotta dal forzante meteorologico.

Le lagune che insistono sul golfo sono corpi d'acqua eutrofici poco profondi (0.5-2 m), di elevato valore naturalistico (alcune fanno parte della Convenzione Ramsar e della Rete Natura 2000 a seguito della Direttiva Habitat) ed economico legato alla pesca artigianale (De Falco and Piergallini, 2003). Alcune sono state soggette recentemente a forti pressioni antropiche legate a un carico ingente di nutrienti, alla riduzione degli input di acque dolci dal bacino di drenaggio, alla modificazione delle bocche e ad altri interventi sul loro assetto (Cucco et al., 2006) che hanno ridotto l'entità degli scambi con il golfo (Ferrarin and Umgieser, 2005; Como et al., 2007).

Lo stagno di Cabras copre un'area di 22.3 km² ed è la più ampia zona salmastro in Sardegna. La profondità media è 1.6 m (massima 2.1 m), comunica con il golfo attraverso quattro stretti canali posizionati nella parte meridionale con uno scambio medio inferiore ai 20 m³/s. Riceve acque dolci dal Rio Mare Foghe a nord e dal Rio Tanui a sud, che scorre attraverso il paese di Cabras sul lato occidentale dello stagno prima di confluire in esso. Lo stagno è stato soggetto a numerosi interventi per regolamentare il suo regime idrico tra cui l'apertura del canale Scolmatore e la costruzione della diga a "W" (1970). Quest'opera, costruita per eliminare le inondazioni dei villaggi circostanti, costituisce un ostacolo all'ingresso alla marea entrante e previene l'innalzamento del livello nello stagno legato alle portate fluviali. La laguna di Cabras rappresenta una zona altamente produttiva (40000 Kg km⁻², 300 pescatori per un volume di affari di 3.5 milioni di Euro nel 1998) oltre ad essere un sito di interesse ambientale per le numerose specie che in essa trovano habitat ideale (area Ramsar). In passato si sono verificati eventi distrofici nello stagno con moria di pesci e organismi bentonici (Murenu et al., 2004; Magni et al., 2005, 2008) e con una perdita ingente di benessere economico e patrimonio ambientale.

In Sardegna, ultimamente, si è assistito a un forte impulso rispetto agli studi ambientali in generale e allo sviluppo di applicazioni modellistiche. Il golfo di Oristano e la sue lagune sono state oggetto di studio separatamente per numerosi anni (Ferrarin and Umgiesser, 2005; Balzano and Rossi, 1996), ma ancora sono carenti quegli studi in grado di fornire una visione integrata dell'ecosistema. Questo studio analizza la circolazione e le scale di trasporto dei due bacini accoppiati, golfo e stagno di Cabras, e realizza una prima rappresentazione della qualità delle acque evidenziando i possibili effetti ecologici legati alla scelta di gestire lo stagno eliminando la diga del canale Scolmatore e quindi aprendo maggiormente il bacino alle correnti.

| Località | Obbiettivo gestionale | Aspetti innovativi | Moduli | Database |
|----------|--|---|--------------------------------------|--|
| Venezia | Impatto a medio termine delle sole strutture alle bocche di porto costruite per il progetto MoSE | Analisi di un aspetto non considerato in letteratura | idrodinamico trasporto | livello e vento |
| Venezia | Calibrazione di un modello di salinità e uso ai fini della WFD per tipizzazione e zonazione | Effetto della variabilità interannuale dei parametri Proposta di zonazione | idrodinamico trasporto | livello e vento pioggia e portate salinità |
| Cagliari | Qualità delle acque nella colonna caratteristiche di circolazione e risposta del TRIx a diverse ipotesi di gestione | Integrazione del monitoraggio Modello accoppiato del bacino Scenari di gestione | idrodinamico trasporto qualità | livello e vento pioggia e portate var. meteo-clima var. idro-ecologiche |
| Oristano | Qualità delle acque nella colonna scale di trasporto del bacino con risposta a diverse ipotesi di gestione dello Stagno di Cabras | Integrazione del monitoraggio Modello accoppiato del bacino Scenari di gestione | idrodinamico trasporto qualità | livello e vento pioggia e portate var. meteo-clima var. idro-ecologiche |

Tabella 1.1: Casi esaminati con obbiettivi raggiunti e aspetti innovativi introdotti. La progressione nei moduli del modello utilizzati e nell'ampiezza del database a supporto di ciascun caso è indice della crescente complessità dello studio.

Capitolo 2

Il Modello

2.1 Scelta dello strumento modellistico

Per rappresentare la varietà di processi e la variabilità dei fenomeni che hanno luogo in ambienti costieri e di transizione ai fini di gestione è necessario uno strumento matematico in grado di riprodurre le principali relazioni causa-effetto tra più variabili contemporaneamente. Uno strumento statistico in questo caso potrebbe funzionare, anche molto bene, come “black box” per i diversi parametri da stimare, ma difficilmente permetterebbe di valutare l’importanza dei processi e l’effetto su di essi di differenti scelte di gestione. Un modello numerico deterministico invece è un modello che risolve per approssimazione numerica le equazioni fisiche e chimiche analitiche “primitive”, o supposte tali allo stato dell’arte, che rappresentano i principali processi che caratterizzano i fenomeni in studio. I principali processi che uno strumento matematico deterministico deve essere in grado di rappresentare per simulare le caratteristiche di aree marino costiere e di transizione sono la circolazione come prodotto dell’azione del vento, delle maree e dei gradienti di densità delle masse d’acqua, il trasporto a seguito delle correnti e la diffusione delle sostanze disciolte. Deve inoltre poter simulare l’evoluzione della temperatura e della salinità e l’apporto di sostanze da fonti esterne al dominio. Infine per rappresentare il comparto biotico deve poter simulare l’insieme delle principali reazioni chimiche che lo caratterizzano.

Per definire la tipologia dei modelli idrodinamici, di trasporto e dispersione

da adottare è stato esaminato lo stato dell'arte della modellistica numerica idrodinamica per ambienti di mare aperto e per ambienti costieri e lagunari. I modelli basati sul metodo delle differenze finite quali il modello POM e altri modelli quali ROMS e TOMS (vedi <http://marine.rutgers.edu/po/index.php?model=roms> e <http://marine.rutgers.edu/po/index.php?model=toms>), sono generalmente utilizzati per simulare la dinamica della circolazione delle acque in mare aperto. La tecnica di discretizzazione spaziale alle differenze finite riproduce il dominio di interesse mediante griglie di calcolo regolari ortogonali o curvilinee. Questo metodo risulta adatto a simulare l'idrodinamica di bacini molto estesi (mare aperto) per i quali la geometria e le caratteristiche morfologiche poco influiscono sulla dinamica di circolazione. Contrariamente, in ambienti costieri dove sia la batimetria del bacino, sia la geometria della linea di costa sono determinanti nella formazione delle strutture di circolazione, tale metodologia risulta poco adatta. Infatti, la necessità di mantenere un'elevata risoluzione spaziale, di ridurre il tempo di calcolo, quindi la dimensione della griglia numerica, e di riprodurre con precisione le irregolarità della linea di costa, rendono il metodo alle differenze finite inadeguato allo studio della circolazione delle acque in aree costiere. I modelli alle differenze finite risultano poco idonei a riprodurre la circolazione delle acque in zone costiere anche per la mancanza di moduli numerici accessori idonei per la descrizione di determinati processi fisici, essenziali per riprodurre le fenomenologie dell'ambiente costiero.

La seconda tipologia di modelli idrodinamici considerata è quella basata sul metodo agli elementi finiti. Questo metodo numerico permette di risolvere le equazioni del moto su una griglia irregolare e non strutturata. Gli elementi che costituiscono le griglie di calcolo possono essere di varie forme: a 3, 4, 6 vertici. L'approccio agli elementi finiti è molto utilizzato per lo studio di problemi di fluidodinamica in cui la geometria del dominio di indagine deve essere risolta con elevata accuratezza al fine di poter riprodurre con il maggior dettaglio possibile le strutture di circolazione del fluido indagato. La metodologia agli elementi finiti risulta quindi appropriata alla risoluzione delle equazioni del moto in domini a geometria complessa come quelli di aree costiere. L'uso di griglie irregolari e non strutturate permette di poter variare la forma e la dimensione degli elementi sia per riprodurre la linea di costa dell'area indagata,

sia per aumentare o diminuire la risoluzione della griglia numerica in funzione degli obbiettivi dello studio modellistico in modo da poter ridurre significativamente il tempo di calcolo. I modelli oceanografici costieri agli elementi finiti sono poco diffusi perchè non facilmente implementabili dal punto di vista numerico. Tra i più utilizzati vi sono: SMS (http://www.bossintl.com/html/sms_tech_info.html) e MIKE3 (http://www.dhisoftware.com/mike3/Download/slide/Slide_Show.htm). Questi modelli sono forniti da aziende produttrici di software e sono poco utilizzabili ai fini di ricerca, in quanto non comprensivi di codice sorgente da poter modificare in relazione alle esigenze dell'indagine da effettuare.

Oltre a questi software per l'analisi agli elementi finiti, esistono anche modelli numerici cosiddetti "open source" e "freeware". Questi programmi vengono rilasciati con un tipo di licenza per la quale il codice sorgente è lasciato alla disponibilità di eventuali sviluppatori e sono accessibili gratuitamente. Tra i diversi programmi open source SHYFEM (<http://www.ve.ismar.cnr.it/shyfem/>) si distingue per le numerose applicazioni effettuate in ambiente costiero e lagunare. Questo strumento è stato utilizzato per lo studio di ambienti complessi, sia costieri che di mare aperto, quali la Laguna di Venezia, il Mare Adriatico e altri ancora. Il modello SHYFEM presenta caratteristiche idonee per la risoluzione delle complesse dinamiche di circolazione indotte dai venti, dalla marea, dai gradienti di densità e dalla morfologia in bacini lagunari e mari costieri. In particolare, sviluppato presso l'Istituto di Scienze Marine di Venezia (ISMAR-CNR), è stato utilizzato in modo intensivo per investigare e simulare i principali processi ambientali legati alle dinamiche di circolazione delle acque nella Laguna di Venezia. Questo bacino presenta le caratteristiche salienti degli ambienti lagunari, quali: presenza di canali, bassifondi, connessioni con il mare aperto, foci fluviali e aree barenicole. Queste caratteristiche in parte si riscontrano in tutti gli ambienti lagunari e costieri.

L'applicazione alla laguna di Venezia del modello SHYFEM e il lavoro modellistico svolto per lo studio di quest'ambiente possono essere considerati come stato dell'arte a cui riferirsi. La scelta del modello SHYFEM per l'indagine della circolazione e dei processi di trasporto e dispersione degli inquinanti nella Laguna di Venezia è stata effettuata dopo un'attenta valutazione bibliografica sui modelli esistenti. In particolare, nel passato è stato fatto uno sforzo notevole

nello sviluppo di modelli e applicazioni per l'ambiente lagunare veneto. Diversi modelli alle differenze finite, sia open source che proprietari, sono stati applicati allo studio di tale laguna (Chignoli and Rabagliati, 1975; Volpi, 1977; Sguazzero et al., 1978; Marchi et al., 1992; Casulli and Cheng, 1992; Casulli and Cattani, 1993). L'approccio alle differenze finite, come anticipato, soffre della necessità di dover riprodurre il dominio di calcolo mediante griglie regolari. Nel caso di ambienti quali la Laguna di Venezia, la presenza di canali mareali e di connessione con il mare aperto comporta la necessità di mantenere risoluzioni spaziali dell'ordine dei 10 metri. Una griglia di calcolo regolare costituita da elementi quadrati di dimensione inferiore ai 100 m^2 per ambienti con coperture areali pari a diverse migliaia di ettari (462 Km^2 per la Laguna di Venezia) dovrebbe essere costituita da un numero di elementi dell'ordine di grandezza delle centinaia di migliaia. Il costo computazionale per una tale griglia di calcolo non si addice alla tipologia di studi che si vogliono effettuare. Infatti, le indagini modellistiche in ambito ambientale, vengono attuate mediante simulazioni idrodinamiche su scala stagionale e con passi temporali di calcolo dell'ordine dei minuti. Quindi, l'onere computazionale complessivo per applicazioni modellistiche idrodinamiche su griglie di calcolo dell'estensione di centinaia di migliaia di elementi risulta poco compatibile con i mezzi e le necessità di enti di gestione. I modelli a elementi finiti possono costituire il compromesso tra accuratezza e costo computazionale. In particolare, nello specifico esempio della laguna veneta, sono stati applicati alcuni modelli agli elementi finiti tra cui i più promettenti sono SHYFEM e un modello basato sul metodo affine dei volumi finiti implementato da (Casulli and Zanolli, 1998). Quest'ultimo, nonostante sia all'avanguardia in quanto risolve le equazioni del moto dei fluidi con un approccio di tipo non idrostatico, presenta comunque elevati oneri computazionali e quindi risulta ancora poco applicabile in studi di tipo ambientale.

Le caratteristiche numeriche del modello SHYFEM, la sua versatilità nella soluzione dei diversi aspetti dell'idrodinamica di ambienti lagunari e la caratteristica di essere un codice open source, gestito da un gruppo di ricerca attivo nel suo sviluppo, lo rendono il modello più idoneo, tra quelli visionati, per essere applicato nello studio dei ambienti marino costieri e di transizione. Inoltre, tale modello presenta diversi moduli accoppiati per la simulazione di alcuni im-

portanti processi ambientali quali il trasporto, l'erosione e la deposizione dei sedimenti, i cicli ecologici e altri ancora. Tra le diverse applicazioni del modello SHYFEM effettuate vi sono lo studio della circolazione delle acque, dei tempi di residenza, dei cicli ecologici e dei processi di trasporto ed erosione dei sedimenti nella Laguna di Venezia e nel mare Adriatico. Tale modello stato applicato per lo studio della Laguna di Orbetello, della Laguna di Nador (Marocco), della Laguna di Curonian (Lituania) e di altre aree costiere e lagunari in Europa e nel mondo (Ferrarin et al., 2008; Coraci et al., 2007; Dias and Lopes, 2006; Zemlys et al., 2008).

2.2 Equazioni idrodinamiche

Il modello è composto da un motore idrodinamico principale, in cui si inseriscono diversi moduli. Quelli utilizzati in questo lavoro sono il modulo di dispersione, il modulo di flussi di calore, e il modulo ecologico. Il modulo di base idrodinamico utilizza il metodo agli elementi finiti per l'integrazione spaziale e un algoritmo semi-implicito per l'integrazione temporale. I termini trattati semi-implicitamente sono il termine di divergenza nell'equazione di continuità, il termine di Coriolis e il gradiente di pressione nell'equazione del momento. Il termine di frizione al fondo è trattato in modo implicito, mentre tutti i termini restanti sono trattati esplicitamente. Di conseguenza il modello è incondizionatamente stabile rispetto alle onde di gravità, alla frizione al fondo e alle onde di Rossby (che includono il termine di Coriolis). Ciò consente al trasporto delle variabili di venire calcolato esplicitamente senza risolvere un sistema lineare, riducendo così di un terzo la dimensione della matrice da risolvere e consentendo una elevata velocità di integrazione.

Le equazioni del modello per la conservazione del momento e della massa, nella formulazione di acque basse integrate lungo la profondità, sono:

$$\frac{\partial U}{\partial t} - fV + gH \frac{\partial \eta}{\partial x} + RU + X = 0 \quad (2.1)$$

$$\frac{\partial V}{\partial t} + fU + gH \frac{\partial \eta}{\partial x} + RV + Y = 0 \quad (2.2)$$

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + \frac{\partial U}{\partial t} + \frac{\partial V}{\partial t} = 0 \quad (2.3)$$

dove η è il livello, g l'accelerazione di gravità, $H = h + \eta$ la profondità totale della colonna, h la profondità dell'acqua indisturbata, t il tempo, R il parametro di frizione e f il termine di Coriolis. U e V corrispondono alle velocità integrate verticalmente (trasporto totale o barotropico) nelle direzioni x e y :

$$U = \int_{-h}^{\eta} u \, dz \quad V = \int_{-h}^{\eta} v \, dz$$

I termini X e Y contengono tutti i termini come lo stress del vento, i termini avvevativi non lineari che non necessitano di essere trattati implicitamente nella discretizzazione temporale, in quanto non influenzano la stabilità del modello. Essi si possono descrivere come:

$$X = \frac{u}{H} \frac{\partial U}{\partial x} + \frac{v}{H} \frac{\partial U}{\partial y} + \frac{H}{\rho_0} \frac{\partial p_a}{\partial x} - \frac{1}{\rho_0} \tau_x - A_H \left(\frac{\partial^2 U}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 U}{\partial y^2} \right) \quad (2.4)$$

$$Y = \frac{u}{H} \frac{\partial V}{\partial x} + \frac{v}{H} \frac{\partial V}{\partial y} + \frac{H}{\rho_0} \frac{\partial p_a}{\partial y} - \frac{1}{\rho_0} \tau_y - A_H \left(\frac{\partial^2 V}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 V}{\partial y^2} \right) \quad (2.5)$$

dove ρ_0 è la densità costante, p_a è la pressione atmosferica e A_H la eddy viscosity orizzontale. L'azione del vento sulla superficie è inclusa nei termini X e Y attraverso la formulazione dello stress del vento τ :

$$\tau_x = c_d \rho_a |u_w| u_w^x \quad \tau_y = c_d \rho_a |u_w| u_w^y$$

dove c_d è il coefficiente di drag del vento adimensionale, ρ_a la densità dell'aria (1.2 kg m^{-3}), u_w^x e u_w^y le componenti della velocità del vento a 10 m sopra la superficie del mare e $|u_w|$ è il modulo della velocità del vento. Il termine di frizione è espresso come:

$$R = \frac{C_D \sqrt{u^2 + v^2}}{H} \quad (2.6)$$

dove C_D è paria a:

$$C_D = \frac{g}{C^2} \quad (2.7)$$

in cui C è il coefficiente di Chezy, che varia con la profondità in base a:

$$C = k_s H^{1/6} \quad (2.8)$$

dove k_s è il coefficiente di Strickler.

Al bordo aperto del dominio i livelli d'acqua sono prescritti in accordo con la condizione di Dirichlet, mentre al bordo chiuso solo le velocità normali sono poste a zero mentre la velocità tangenziale è un parametro libero. Questo corrisponde a una condizione “full slip”.

2.3 Discretizzazione

2.3.1 Nel tempo: il metodo semi-implicito

Per ottenere un'efficiente discretizzazione nel tempo delle incognite, è stato utilizzato uno schema di integrazione di tipo semi-implicito. La caratteristica fondamentale di questo metodo è quella di combinare i vantaggi degli schemi di tipo implicito (incondizionata stabilità per qualsiasi passo temporale scelto), con quelli di tipo esplicito (riduzione delle dimensioni delle matrici di soluzione). Questo svincolamento dai criteri di stabilità permette il suo utilizzo su domini spaziali suddivisi in un elevato numero di elementi e caratterizzati da elevati gradienti di profondità. Se il metodo utilizzato fosse condizionatamente stabile, tipica peculiarità degli schemi espliciti, la limitazione maggiore riguarderebbe il

passo temporale utilizzabile, questo, nel caso della simulazione di onde di gravità sarebbe così limitato:

$$\Delta t \leq \frac{\Delta x}{\sqrt{gH}} \quad (2.9)$$

dove Δx è la estensione spaziale dell'elemento, H la sua profondità e Δt è il passo temporale minimo determinato su tutti gli elementi costituenti il dominio spaziale. Questa condizione, se fosse applicata al dominio rappresentante un generico bacino in cui il passo di griglia minimo $\Delta x = 30$ metri con una profondità pari a $H = 15$ metri, comporterebbe un passo temporale massimo pari a 3 secondi, un valore proibitivo per simulare periodi di tempo superiori al mese.

2.3.2 Nello spazio: il metodo degli elementi finiti

I modelli numerici agli elementi finiti, per implementare l'andamento delle variabili del sistema nello spazio, necessitano di una discretizzazione del dominio spaziale indagato. La struttura comunemente utilizzata suddivide il dominio spaziale in elementi triangolari di forma e dimensioni differenti in base alla necessità di aumentare o diminuire la risoluzione del calcolo in determinate aree. La discretizzazione nello spazio delle variabili è stata attuata con il metodo degli elementi finiti parzialmente modificato rispetto alla sua formulazione classica. Questo nuovo approccio si è rivelato necessario per evitare i fenomeni di “numerical damping” e la non conservazione della massa dovuti alla combinazione di uno schema di tipo semi-implicito per la discretizzazione nel tempo con il metodo standard degli elementi finiti, comunemente conosciuto come “Galerkin method”. La differenza fondamentale rispetto la formulazione originale consiste nel suddividere il dominio spaziale in triangoli (elementi) e nel descrivere i livelli d'acqua e i trasporti utilizzando funzioni di forma di diverso ordine: lineari nel caso dei livelli, mentre, per i trasporti sono costanti ad ogni passo spaziale. Questa combinazione di tecniche ha come risultato quello di ottenere una griglia di discretizzazione detta “staggered grid”. Dal punto di vista numerico ad ogni elemento sono associate due differenti tipologie di informazioni: ai vertici di questo (detti nodi) sono definiti i valori dei livelli d'acqua, mentre al baricentro è associata l'entità del trasporto nelle due direzioni ortogonali orizzontali e quindi

la velocità dell'acqua. Di seguito verranno accennati i processi matematici su cui si basa questa tecnica di discretizzazione.

Formalismo matematico

Per ogni equazione differenziale di tipo lineare $L(\tilde{u}) = 0$, comprese quelle utilizzate nel modello, risulta impossibile ricavare l'esatta soluzione \tilde{u} , nel nostro caso U, V , e ξ . La soluzione viene quindi approssimata a un valore u introducendo un termine residuo:

$$R = L(u) \quad (2.10)$$

Integrando la eq. 2.10 su tutto il dominio Ω e inserendo delle "funzioni di peso" ψ_n , si minimizza l'integrale:

$$\int_{\Omega} \psi_n R d\Omega = \int_{\Omega} \psi_n L(u) d\Omega = 0 \quad (2.11)$$

Il passo successivo è quello di espandere l'incognita u in serie di funzioni lineari indipendenti, chiamate funzioni di forma φ_m così che:

$$u = \sum_m \varphi_m u_m \quad m = 1, K \quad (2.12)$$

dove u_m è il coefficiente della funzione φ_m e K è l'ordine della approssimazione. Sostituendo l'equazione 2.12 nell'equazione 2.11 si ottiene:

$$\int_{\Omega} \psi_n L(\varphi_m u_m) d\Omega = u_m \int_{\Omega} \psi_n L(\varphi_m) d\Omega \quad (2.13)$$

Identificando l'integrale con gli elementi a_{nm} di una matrice A risulta

$$A = (a_{nm}) = \int_{\Omega} \psi_n L(\varphi_m) dQ \quad (2.14)$$

Il problema iniziale della risoluzione della equazione differenziale $L(\tilde{u}) = 0$ si riduce ora alla determinazione delle soluzioni di un semplice sistema lineare di equazioni.

$$A_{nm} u_m = 0 \quad oppure \quad A(u) = 0 \quad (u) = (u_1, u_1, u_2 \dots u_k) \quad (2.15)$$

Una volta quindi specificate le funzioni di peso ψ_m e le funzioni di forma φ_m , gli elementi della matrice A possono essere calcolati e il sistema può essere risolto. Secondo l'approccio di Galerkin, le funzioni ψ_m e φ_m vengono scelte identiche. Di conseguenza, il sistema risulta simmetrico e meno complesso.

Il metodo *staggered finite element*

Normalmente, il metodo a elementi finiti, utilizzato nella sua formulazione classica, prevede che tutte le funzioni di forma φ_m , necessarie per ricavare le incognite delle equazioni differenziali, siano scelte come funzioni a tratti (“piecewise”) lineari continue. Questa standardizzazione permette la suddivisione del dominio spaziale in elementi triangolari, ai cui vertici, detti nodi, viene specificato il valore del coefficiente u_m . In tale versione, le funzioni φ_m poste pari ad 1 al nodo m e a 0 per tutti gli altri nodi, si annullano in tutti gli elementi del dominio spaziale non contenenti il vertice m-esimo. Questo tipo di approccio non è soddisfacente se combinato con un metodo di discretizzazione temporale di tipo semi-implicito in quanto non è in grado di conservare la massa totale del sistema. Il procedimento seguito nella presente formulazione differisce dal precedente sotto vari aspetti. Sebbene il dominio sia ancora suddiviso in elementi triangolari e i livelli d'acqua η siano definiti ai nodi della griglia con funzioni di forma lineari e continue, i trasporti U e V sono ora sviluppati, per ogni elemento, utilizzando funzioni di forma definite a tratti non più continue e costanti. Per cui:

$$\eta = \eta_m \varphi_m \quad m = 1, \dots, K \quad (2.16)$$

$$U = U_n \psi_n \quad V = V_n \psi_n \quad n = 1, \dots, J \quad (2.17)$$

dove K è il numero totale di nodi della griglia, J è il numero complessivo di elementi, η_m e φ_m sono rispettivamente i coefficienti e le funzioni di forma continue lineari usati per definire il livello η , mentre U_n , V_n e n individuano i coefficienti e le funzioni di forma costanti necessari a ricavare i trasporti U e

V. Si sono ottenute K equazioni per i livelli, una per ogni nodo, e J equazioni per i trasporti, una per ogni elemento. Quindi, definendo le incognite in diverse posizioni, i livelli d'acqua η su ogni nodo e i trasporti U e V sul baricentro di ogni elemento, la griglia risultante, detta "staggered grid", è riconducibile a una "Arakawa B-grid" normalmente usata nei modelli alle differenze finite. Ulteriori dettagli sono descritti in Umgiesser et al. (1988); Umgiesser and Bergamasco (1995); Umgiesser et al. (2004).

2.4 Modulo di dispersione

Il modulo idrodinamico è accoppiato con un modulo di trasporto, avvezione e diffusione di sostanze disciolte in acqua che possono manifestare un comportamento attivo o passivo, e con un modulo termico per la simulazione dei processi responsabili della variazione della temperatura. Il modulo di trasporto-diffusione permette di simulare l'evoluzione spaziale e temporale della concentrazione di un soluto soggetto a diffusione, a sua volta dipendente dal gradiente di concentrazione, al trasporto, prodotto dalle correnti indotte dalle forzanti meteo-marine, e ai processi turbolenti. L'equazione per la dispersione di una generica sostanza A (tracciante, temperatura e salinità) è:

$$\frac{\partial A}{\partial t} + u \frac{\partial A}{\partial x} + v \frac{\partial A}{\partial y} = K_H \left(\frac{\partial^2 A}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 A}{\partial y^2} \right) + S \quad (2.18)$$

dove $u \frac{\partial A}{\partial x}$ e $v \frac{\partial A}{\partial y}$ sono i termini avvevativi, e $K_H \left(\frac{\partial^2 A}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 A}{\partial y^2} \right)$ sono i termini diffusivi con K_H coefficiente di diffusione orizzontale costante. S rappresenta sorgenti e pozzi della sostanza A . Nel caso specifico il modello considera sia termini avvevativi sia termini diffusivi per cui la sostanza diffonde verso aree a concentrazione inferiore e viene trasportata assieme alle masse d'acqua secondo corrente. L'equazione, risolta con uno schema di primo ordine esplicito nel tempo e nello spazio, è discretizzata nello spazio secondo il metodo agli elementi finiti. I flussi tra il fondo e la colonna non sono considerati in questa sede.

Per quanto riguarda l'evoluzione della temperatura, il calore viene assorbito come radiazione dalle masse d'acqua, trasportato dalle correnti e scambiato all'interfaccia aria-mare per mezzo di diversi processi quali evaporazione e convezione. Per lo studio della variabilità della temperatura dell'acqua, al modulo

di dispersione è stato aggiunto un termine radiativo $S = \frac{Q}{C}$ (Zampato et al., 1998). In questo modo lo scambio di calore con l'atmosfera è incluso nel termine di sorgente $\frac{Q}{C}$, dove $C = c\rho V$ la capacità termica per il volume V , con ρ la densità dell'acqua, e $c = 4183 \text{ J kg}^{-1} \text{ K}^{-1}$ il calore specifico dell'acqua. Q il flusso di calore tra atmosfera e mare è in W m^{-2} . Q viene calcolato del modello come segue, con segno positivo nel caso la direzione sia dentro la colonna d'acqua è negativo altrimenti:

$$Q = Q_s + Q_b + Q_e + Q_h \quad (2.19)$$

dove ciascun termine indica un processo fisico:

- Q_s radiazione di onda corta (solare), ovvero il flusso di energia solare attraverso la superficie del mare;
- Q_b radiazione di onda lunga, ovvero il flusso netto di calore tra atmosfera e mare in base alla legge di Stefan-Boltzmann;
- Q_e calore latente, ovvero il flusso di calore scambiato con l'atmosfera attraverso i processi di evaporazione-condensazione;
- Q_h calore sensibile, ovvero il flusso di calore scambiato con l'atmosfera attraverso i processi di conduzione-convezione.

Il calore emesso dalla radiazione solare viene assorbito, trasportato dalle correnti e scambiato con l'atmosfera nei processi sopra descritti e sulla base dei quali è simulata la temperatura nel bacino. Brevemente si ricorda che la radiazione solare presenta un'elevata variabilità giornaliera e stagionale e dipende dalla lunghezza del giorno, dall'elevazione del sole, dall'assorbimento da parte dell'atmosfera, dalla copertura nuvolosa e dalla riflessione della superficie marina. La radiazione di onda lunga invece non presenta notevoli variazioni temporali o spaziali ma dipende dalla quarta potenza della temperatura assoluta. Per lo studio della salinità il termine S indica sorgenti e pozzi rappresentati da input di acque dolci e dal bilancio tra precipitazioni ed evaporazione.

2.5 Modulo ecologico

Il modulo di qualità delle acque è stato elaborato a partire dalla versione di WASP5 prodotta e rilasciata dall'EPA (Environmental Protection Agency (Ambrose et al., 1993; Umgiesser et al., 2003)). Attualmente rappresenta l'ecosistema attraverso la dinamica di 9 variabili di stato: ammonio, nitrati, fosfati, fitoplancton, zooplancton, azoto organico, fosforo organico, richiesta biologica di ossigeno e ossigeno disciolto. La dinamica delle variabili è interconnessa a rappresentare il ciclo di azoto, fosforo, carbonio ed ossigeno e le loro interazioni. I rapporti stechiometrici del plancton sono supposti costanti e pari ai rapporti di Redfield (106 C: 16 N : 1 P) mentre per il fitoplancton il rapporto tra carbonio e clorofilla a si impone costante e pari a 30 mgC/mgCh a , valore di letteratura relativo a una composizione fitoplanctonica mista (Jorgensen et al., 1996).

Il ciclo del fosforo è il più semplice e coinvolge la forma inorganica, la forma organica labile e il fitoplancton. I processi sono assunzione della forma inorganica da parte del fitoplancton, restituzione al comparto organico a morte del fitoplancton, a cui si aggiunge la frazione proveniente dallo zooplancton deceduto, e mineralizzazione della forma organica a forma inorganica nuovamente disponibile per gli autotrofi.

Il ciclo dell'azoto coinvolge le due forme inorganiche, nitrato e ammonio, che vengono assimilate dal fitoplancton e restituite alla morte di quest'ultimo al comparto organico. La forma organica labile viene quindi mineralizzata a forma ammoniacale, nuovamente biodisponibile al fitoplancton. Il ciclo non è chiuso perchè sono incluse le reazioni di nitrificazione dell'ammonio e di denitrificazione del nitrato. Il ciclo del carbonio prevede la formazione di carbonio dalla crescita del fitoplancton che con il meccanismo della predazione passa nel comparto dello zooplancton. Nel modello si considera che l'assimilazione dell'anidride carbonica non sia limitante in quanto sempre in eccesso e pertanto la reazione non viene rappresentata. Alla morte di fitoplancton e zooplancton il carbonio viene espresso in termini di CBOD ed entra a far parte del ciclo dell'ossigeno. Quest'ultimo viene influenzato da quasi tutti i processi del sistema e pertanto rappresenta una sorta di variabile diagnostica della simulazione. L'ossigeno viene immesso tramite il processo di ri-aerazione che è funzione delle condizioni meteorologiche e che tende generalmente a riportare il valori di ossigeno disciolto

ai valori di saturazione calcolati in funzione della temperatura e della salinità ambientali. Il termine di ri-aerazione viene calcolato come il massimo tra due funzioni distinte: la prima considera la riaerazione come funzione della velocità del vento della temperatura dell'aria e dell'acqua, la seconda tiene conto della velocità dell'acqua della profondità della colonna e della temperatura dell'acqua. Anche la fotosintesi produce ossigeno, mentre la respirazione del plancton, la mineralizzazione della sostanza organica disciolta e particellata e le reazioni di nitrificazione e denitrificazione lo consumano.

La versione presente nel modello simula lo zooplancton come una variabile di stato dinamica e non solo come un termine di chiusura costante. Il grazing dello zooplancton è rappresentato con una relazione funzionale di Holling II mentre la mortalità segue una cinetica del primo ordine. L'efficienza con cui lo zooplancton assimila il fitoplancton ingerito è rappresentata con una frazione costante sulla cui base si calcola la crescita, mentre la parte non assimilata va a far parte del comparto organico.

L'evoluzione del fitoplancton segue una dinamica top-down, venendo controllata dalla pressione predatoria dello zooplancton erbivoro e, contemporaneamente, viene regolata anche da una dinamica bottom-up essendo limitata dalla disponibilità di nutrienti in forma di azoto e fosforo. La limitazione dei nutrienti segue una formulazione di Michaelis-Menten-Monod e tiene conto della preferenza per lo ione ammonio. Per combinare il massimo fattore di crescita del fitoplancton con i fattori limitanti a carico dei nutrienti si può scegliere se adottare il principio del minimo o un modello moltiplicativo.

Ulteriori fattori limitanti la crescita del fitoplancton sono la temperatura, con una relazione esponenziale e la luce, che segue una formulazione di Steele o di Smith. Di queste la prima si struttura tenendo conto dell'attenuazione della luce con la profondità e della variazione istantanea dell'intensità della luce; la seconda tiene conto dell'attenuazione con la profondità, dell'attenuazione legata all'assorbimento dovuto alla clorofilla presente nella colonna, della variazione giornaliera dell'intensità della luce e del contenuto di clorofilla nel fitoplancton. Le equazioni principali sono presentate in tabella 2.1, per ulteriori dettagli consultare Umgiesser et al. (2003).

L'accoppiamento del modulo ecologico con il motore idrodinamico avviene

| | | |
|---|---|-------------|
| $\frac{\partial S}{\partial t} = Q(S)$ | equazione generale del reattore | |
| $Q(PHY) = GPP - DPP - GRZ$ | 1 fitoplancton PHY | mg C/l |
| $Q(ZOO) = GZ - DZ$ | 2 zooplancton ZOO | mg C/l |
| $Q(NH3) = N_{alg1} + ON1 - N_{alg2} - N1$ | 3 ammonio NH_3 | mg N/l |
| $Q(NOX) = N1 - NO_{alg} - NIT1$ | 4 nitrato NO_X | mg N/l |
| $Q(ON) = ON_{alg} - ON1$ | 5 azoto organico ON | mg N/l |
| $Q(OPO4) = OP_{alg1} + OP1 - OP_{alg2}$ | 6 fosfato inorganico OPO_4 | mg P/l |
| $Q(OP) = OP_{alg3} - OP1$ | 7 fosforo organico OP | mg P/l |
| $Q(CBOD) = C1 - OX - NIT2$ | 8 richiesta di ossigeno carbonacea CBOD | mg O_2 /l |
| $Q(DO) = DO1 + DO2 + DO3 - DO4 - N2 - OX - SOD$ | 9 ossigeno disciolto | mg O_2 /l |

Tabella 2.1: Equazioni delle variabili di stato del modulo di qualità delle acque

mediante l'implementazione dell'equazione di avvezione e diffusione in forma adatta a essere applicata alle 9 variabili di stato:

$$\frac{\partial \Theta_i}{\partial t} + u \frac{\partial \Theta_i}{\partial x} + v \frac{\partial \Theta_i}{\partial y} + w_i^s \frac{\partial \Theta_i}{\partial z} = K_H \left(\frac{\partial^2 \Theta_i}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 \Theta_i}{\partial y^2} \right) + K_v \frac{\partial^2 \Theta_i}{\partial z^2} + F(\Theta, T, I, \dots) \quad (2.20)$$

dove Θ_i rappresenta il vettore dei traccianti che descrivono le nove variabili di stato ecologiche, F rappresenta un termine di sorgente, T ed I sono rispettivamente la temperatura dell'acqua e la radiazione solare incidente, w_i^s il tasso di deposizione al fondo della variabile i -esima, K_H e K_V i coefficienti di diffusione turbolenta orizzontali e verticali. Il termine F simula i contributi alla concentrazione della i -esima variabile legati a processi biogeochimici. Nel calcolo questo termine viene considerato in modo esplicito e non viene effettuata alcuna integrazione spaziale. La simulazione dei processi biogeochimici associati al flusso F sono indipendenti dalle variazioni spaziali dei forzanti. Per questo la variazione totale nel tempo della concentrazione delle 9 variabili può essere distinta come:

$$\frac{\partial \Theta_i}{\partial t} = \frac{\partial \Theta_i}{\partial t} \Big|_{phys} + \frac{\partial \Theta_i}{\partial t} \Big|_{biol} \quad (2.21)$$

dove la variazione nel tempo della i -esima variabile è calcolata come somma lineare delle variazioni indotte dai processi fisici e di quelle prodotte dai processi biologici. Separando i due termini di variabilità il modello può essere usato

in modo zero-dimensionale considerando unicamente il termine di variazione biologico oppure in modo bi-o-tridimensionale considerando anche la variabilità fisica. Una volta accoppiati, i due modelli, idrodinamico ed ecologico, sono integrati in un unico tool modellistico di qualità delle acque.

Parte II

Casi di studio

Capitolo 3

Venezia: il MoSE

Il progetto MoSE (MOdulo Sperimentale Elettromeccanico) è un'opera a lungo dibattuta, per la difesa della città di Venezia e delle zone limitrofe dagli eventi di acqua alta. Il progetto prevede la costruzione di barriere mobili collocate sul fondale di ciascuna bocca che, qual'ora si preveda il verificarsi di un evento mareale critico (110 cm sul livello medio mare), verranno sollevate e separeranno la laguna dal mare antistante preservando così il livello dell'acqua al suo interno. Attualmente il progetto è in corso d'opera: la configurazione delle bocche e le relative batimetrie sono state già modificate o in via di prossimo cambiamento. Queste variazioni all'assetto delle bocche potrebbero cambiare le interazioni mare-laguna, l'idrodinamica nella zona delle bocche e la circolazione generale del bacino. Tutti questi aspetti potrebbero avere effetti diretti o indiretti sui siti di interesse comunitario (SIC) intorno alle bocche e sulla qualità dell'intero ambiente lagunare (Guerzoni and Tagliapietra, 2006).

La letteratura disponibile riporta studi di diversi aspetti correlati al progetto MoSE : il dipartimento di idraulica dell'università di Padova (IMAGE - Padua University, 2006) ha analizzato gli effetti idrodinamici di diverse ipotesi di configurazione delle bocche. Berrelli et al. (2006) e Melaku Canu et al. (2002) hanno esplorato la dinamica del bacino lagunare ipotizzando scenari con diverse condizioni di vento e previsto le possibili conseguenze della chiusura delle barriere mobili. Umgiesser and Matticchio (2006) hanno considerato i potenziali effetti negativi del progetto MoSE sull'attività del porto commerciale. Rosatti et al.

(2002) ha esaminato l'effetto delle barriere mobili sul trasporto di inquinanti passivi. Bendoricchio and De Boni (2005) hanno utilizzato un modello statistico per quantificare gli effetti sulla qualità delle acque. Nessuna indagine fino ad ora è stata condotta rispetto agli effetti prodotti sull'idrodinamica della laguna dal nuovo assetto definitivo delle bocche di per sé stesso. Un volta terminata la costruzione delle opere infatti, la situazione più comune in laguna sarà quella in cui le bocche saranno state modificate e le strutture saranno installate e quiescenti sul fondo, non operative. L'effetto di questa nuova conformazione delle bocche diviene allora un importante aspetto della questione.

Al fine di prevedere gli effetti indotti dal cambiamento della geometria delle bocche sull'idrodinamica della laguna, si è implementato un modello numerico di circolazione e trasporto della laguna di Venezia. Il vantaggio di questo approccio è che permette l'analisi a diverse scale spaziali e temporali e la verifica di effetti locali e globali sulla dinamica della laguna. La modellistica, inoltre, consente il calcolo di indici complessi quali il tempo di residenza e il fattore di ritorno del flusso, che possono sintetizzare la dinamica degli scambi a medio termine della laguna.

In questo studio è stato applicato il modello idrodinamico accoppiato a un modello di diffusione. Sono state condotte delle simulazioni per confrontare i risultati ottenuti utilizzando due griglie numeriche che rappresentano le diverse configurazioni delle bocche considerando diversi scenari di forzanti meteorologiche. Fig. 3.1 confronta la configurazione delle bocche prima degli interventi (ante operam, prima colonna) e quella nuova (post operam, seconda colonna) e la differenza tra le batimetrie originali e di progetto (terza colonna). I principali cambiamenti nella bocca di Lido sono la costruzione dell'isola artificiale al centro del canale, il dragaggio di un nuovo canale dietro l'isola stessa e la costruzione di due porti-rifugio sul lato settentrionale del canale di bocca. Nelle altre due bocche (Malamocco e Chioggia), è stata costruita una diga frangiflutti dal lato mare nella parte meridionale della bocca e un porto-rifugio a lato di ciascun canale di bocca. Nell'ultima colonna a destra della figura in esame si evidenzia la variazione delle profondità nelle tre bocche associata con le nuove strutture: a Lido si prevede di approfondire il fondale nell'area delle paratie, dei porti rifugio e del canale artificiale; a Malamocco verrà approfondita l'area tra

molo e diga frangiflutti compresa la parte di porto-canale, mentre verrà sollevato il fondo del canale di bocca; a Chioggia verrà scavata la parte di fondale dove verranno installate le paratie.

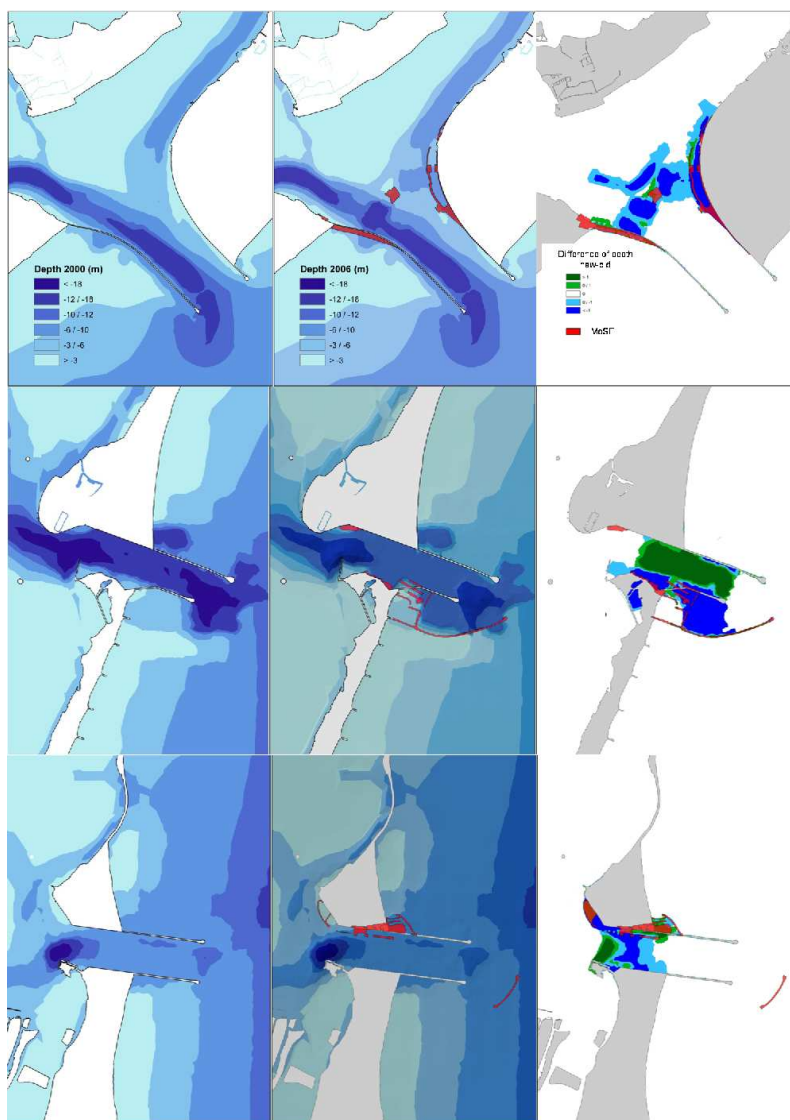


Figura 3.1: Configurazione delle bocche e batimetrie ante operam (sinistra), post operam (centro) e differenza tra le profondità nuove e originali (destra). L'incremento in profondità superiore al metro corrisponde al colore blu, mentre il verde indica un decremento.

3.1 Metodo d'indagine

3.1.1 La griglia numerica

Le simulazioni numeriche sono state condotte utilizzando due griglie distinte che rappresentano il diverso stato delle geometrie delle bocche prima (ante operam) e dopo (post operam, Fig. 3.2) gli interventi. La griglia usata per riprodurre geometrie e profondità ante operam è formata da 28900 elementi e 15250 nodi. Gli elementi più piccoli si trovano nei canali più profondi e intorno alle bocche. I dati batimetrici impiegati sono stati raccolti nell'anno 2000. La griglia impiegata per riprodurre lo stato post operam ha circa lo stesso numero di nodi ed elementi. Rappresenta la configurazione delle bocche dopo l'installazione di tutte le nuove strutture. Come batimetria delle bocche in questo caso sono stati assegnati i valori di profondità specificati nei piani di progetto esecutivo del MoSE forniti dal Comune di Venezia. Entrambe le griglie includono l'area di mare antistante la laguna fino a 15 km fuori costa, per poter studiare le interazioni laguna-mare e in particolare il comportamento delle bocche nelle diverse fasi di marea. Il bordo esterno del tratto di mare è considerato bordo aperto mentre la laguna e le aree costiere sono trattate come bordo chiuso.

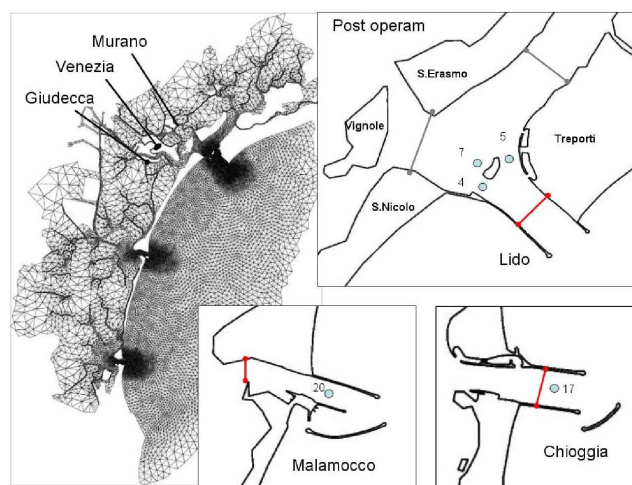


Figura 3.2: Griglie, sezioni e stazioni. A sinistra: la griglia numerica (post operam). A destra: configurazione di ciascuna bocca post operam e sezioni utilizzate nel calcolo dei flussi. I riquadri a destra riportano anche le stazioni citate nel testo.

3.1.2 Set-up del modello

Nel modello sono stati inclusi i termini non lineari delle equazioni del momento e il termine di Coriolis è stato impostato alla latitudine corrispondente alla parte centrale della laguna ($45^{\circ} 25' N$). Il coefficiente di Strickler è stato posto pari a $32 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$ per l'intero dominio, e il valore del coefficiente di drag del vento è stato posto pari a $2.5 * 10^{-3}$, come assegnato in Cucco and Umgiesser (2006b). Tutte le simulazioni presentate sono state condotte con un passo temporale di 300 secondi. Il tempo di spin-up delle simulazioni è 5 giorni e le condizioni iniziali per i livelli e le velocità sono nulle su tutto il dominio. Il livello mareale assegnato al bordo aperto della griglia è spazialmente omogeneo.

In questa applicazione sono considerati due diversi scenari di forzanti per il modello. Nel primo, le simulazioni hanno l'obiettivo di riprodurre la circolazione indotta dalla marea e il solo fattore forzante il modello è la marea astronomica. Nel secondo scenario, i fattori forzanti includono le velocità del vento e i livelli di marea misurati alla piattaforma CNR posta a 15 Km dal litorale veneto, circa davanti alla bocca di Malamocco. Per entrambi gli scenari forzanti sono state effettuate due simulazioni, una con la griglia rappresentante lo stato ante operam e uno con la griglia rappresentante lo stato post operam, per poter confrontare i risultati ottenuti e valutare l'effetto dei cambiamenti della geometria delle bocche. Nel primo scenario (marea astronomica) le simulazioni durano 4 mesi, mentre nel secondo scenario durano solo 45 giorni. La ragione di questa scelta che il calcolo del tempo di residenza nel primo scenario richiede una lunga simulazione, data la debole idrodinamica che si verifica con sola marea, mentre nel secondo scenario il vento di bora rinnova rapidamente l'acqua della laguna e la simulazione per il calcolo del tempo di residenza può essere più breve.

3.1.3 Il database

La marea astronomica imposta al bordo aperto per il primo scenario è stata fornita dal Centro di Previsione Marea del Comune di Venezia (ICPSM). I forzanti reali utilizzati per il secondo scenario, elaborati dall'ICPSM, sono stati raccolti durante l'anno 2005 alla piattaforma CNR. Il vento utilizzato nel secondo scenario è caratterizzato da un periodo di basse velocità e direzione variabile, seguito da un forte evento di bora. Il primo periodo dura circa 18 giorni (ve-

locità massima 8 m/s, velocità media 3-4 m/s, direzione principale 250-280° e 315-330°), mentre il periodo di bora (velocità massima 20 m/s, velocità media 7 m/s) dura approssimativamente 7 giorni, dal giorno 23 al giorno 29. Il vento di bora in questo periodo soffia per un totale di 98 ore di cui nei giorni 23, 24 e 25 soffia consecutivamente per 10, 24 e 19 ore rispettivamente. Il livello di marea varia tra -0.8 e 0.6 m nel primo periodo e tra -0.4 e 1 m nel secondo periodo.

3.1.4 Definizione delle variabili

Per valutare l'effetto della cambiamento strutturale delle bocche, le simulazioni numeriche si focalizzano sul calcolo di variabili specifiche. Per stimare l'effetto prodotto sulla capacità di rinnovo della laguna sono stati calcolati il bilancio dei flussi attraverso le bocche, il tempo di residenza (TR) e il fattore di ritorno di flusso (b).

I flussi sono stati calcolati su un intero ciclo mareale compreso tra due quadrature successive, lungo le sezioni mostrate in figura Fig. 3.2: le loro posizioni assicurano che la lunghezza della sezione rimanga costante nel passare dalla situazione ante a post operam. Per ciascuna di queste situazioni sono stati valutati i flussi entranti (IN) e uscenti (OUT) attraverso ciascuna sezione ed è stata calcolata la loro differenza (IN-OUT) e la variazione relativa rispetto la situazione ante operam. Per il bilancio dell'intero bacino è stata calcolata la semplice differenza.

La seconda variabile considerata è il tempo di residenza τ , calcolato per ciascun elemento del dominio spaziale. Per calcolarlo è stato adottato il metodo descritto in Cucco and Umgiesser (2006b), in cui il tempo di residenza è definito come *“il tempo necessario a ciascun elemento del dominio per sostituire la maggior parte della massa di un tracciante conservativo, rilasciato in origine, con nuova acqua”*. In questo studio il tempo di residenza dell'area di mare esterna antistante le bocche non è stato calcolato. Il tempo di residenza per ciascun elemento della griglia numerica può essere associato al tempo di rinnovo e mostra l'importanza dei processi di trasporto. Nello specifico, il confronto tra i risultati ottenuti per la situazione ante operam e post operam può indicare se la nuova conformazione delle bocche influenza la capacità di rinnovo della laguna nel suo insieme e rispetto ai suoi singoli sottobacini.

La variabile successiva, fattore di ritorno del flusso b , esprime l'effetto delle oscillazioni mareali sulla capacità di rinnovo della laguna (Sanford et al., 1992). Per ciascun ciclo mareale il tracciante esce dalla bocca nel mare antistante durante la fase di flusso, ma una parte di esso rientra nella laguna tornando indietro durante la successiva fase di riflusso. Il fattore di ritorno ha un effetto significativo sul tempo di residenza, e può essere calcolato per ciascun elemento del dominio come:

$$b(x, y) = \frac{\tau(x, y) - \tau_0(x, y)}{\tau(x, y)} \quad (3.1)$$

dove $\tau(x, y)$ è il tempo di residenza calcolato come descritto in precedenza, e $\tau_0(x, y)$ è il tempo di residenza calcolato nel caso ipotetico in cui tutto il tracciante fuoriuscito dalla laguna scompare e dunque nulla rientra in laguna. Se $b = 0$ nulla del tracciante uscito rientra in laguna, se $b = 1$ l'intera quantità del tracciante uscito rientra. Il valore di b stima l'effetto del fattore di ritorno sul tempo di residenza locale. Quest'ultimo incrementa quando b è maggiore. Naturalmente b è maggiore nell'area intorno alle bocche, così questo fattore può evidenziare delle alterazioni nell'interazione delle bocche con il mare.

Infine, per valutare l'effetto sulle caratteristiche idrodinamiche locali, sono stati considerati sia il livelli che le correnti durante la marea sizigia. La ragione di questa scelta è che durante questa fase mareale i fenomeni idrodinamici sono più intensi e i risultati sono indicativi della massima variazione. Sono state confrontate le mappe spaziali del campo di velocità in laguna e intorno alle bocche e sono state calcolate le differenze tra intensità della velocità dopo e prima delle opere. Successivamente sono state confrontate le serie temporali del livello e delle velocità per un numero di punti di campionamento rappresentativo della laguna, posti sia in aree interne, sia nelle tre bocche, per la durata di un intero ciclo mareale (28 giorni). Per ciascuna stazione sono stati calcolati la media (AVE_δ) della differenza (δ) tra i corrispondenti valori ante e post operam, il coefficiente di correlazione lineare r_v tra le due serie temporali corrispondenti alla situazione ante e post operam e la deviazione standard (σ_{δ^2}) del quadrato delle differenze tra le due serie. Il primo indice rappresenta lo scostamento medio tra le due serie, il secondo indica se vi è perdita di fase o aumento sistematico

nei valori e l'ultimo indica l'entità della dispersione delle differenze tra le due serie attorno al valore medio.

3.2 Risultati

3.2.1 Scenario con sola marea astronomica

Il confronto dei livelli d'acqua e delle velocità simulati considerando i due assetti delle bocche è stato condotto per ciascun punto di campionamento sotto condizione di marea sizigia. I dati relativi ai livelli non indicano differenze significative tra la situazione ante e post operam. Nello specifico tra i livelli ante e post operam si sono calcolati valori di r_v pari a circa 0.97 e σ^2 inferiori a 0.01 per tutti i punti campionati, indicando una debole influenza del nuovo assetto delle bocche sui livelli, sia nelle parti interne della laguna, sia in vicinanza delle bocche stesse.

Per quanto riguarda le velocità, sono stati riscontrate piccole differenze tra i risultati ottenuti nelle due simulazioni per i punti all'interno della laguna. Un incremento medio di circa 6 cm/s rispetto la situazione ante operam è stato riscontrato nelle stazioni 5 e 17 (Appendice Fig. A.1), con valori di r_v di circa 0.93 e valori di σ_{delta^2} inferiori a 0.05.

La tabella 3.2.1 riporta i valori di r_v e σ_{delta^2} ottenuti per i punti posti nelle tre bocche. Come si può vedere per tutti i punti considerati, i valori di σ_{delta^2} sono circa 0.05, confermando che la nuova configurazione delle bocche modifica la velocità media della corrente. Nel dettaglio, un incremento massimo di circa il 70% è stato registrato alle stazioni poste all'interno della bocca di Lido (stazioni 4, 5, 7), e di circa il 30% nelle stazioni che si trovano nelle bocche di Malamocco e Chioggia (stazioni 17 e 20).

Valori del coefficiente di correlazione lineare r_v pari a 0.99 sono stati calcolati per tutte le stazioni poste all'interno del canale principale delle tre bocche, indicando che l'oscillazione mareale delle velocità di corrente nel caso post operam non è diversa da quella che si verifica nel caso ante operam.

Una situazione diversa è quella trovata per la stazione 7, che si trova all'interno della bocca di Lido, e con l'assetto ante operam, viene a stare all'incrocio dei due bracci in cui il canale principale si dirama, mentre con l'assetto post

operam viene a trovarsi dietro l'isola artificiale. In questo caso il coefficiente di correlazione lineare r_v è circa 0.71, indicando che l'oscillazione mareale della corrente viene modificata dalla nuova configurazione della bocca di Lido. La Figura A.1 in Appendice confronta le serie temporali della velocità di corrente ante operam e post operam per un intero ciclo mareale sizigiale per le stazioni che stanno dentro le bocche. Come si può vedere, per tutte le 5 stazioni, le velocità di corrente sono aumentate dal nuovo assetto delle bocche. Nello specifico, il confronto delle mappe delle velocità evidenzia che con la nuova configurazione delle bocche in Lido si verifica un incremento locale delle velocità ai lati dell'isola artificiale durante entrambe le fasi mareali, e lungo le curvature dei due canali interni alla bocca. Nella fase di flusso (tidal flood, marea entrante) si crea un'area di bassa velocità dietro l'isola artificiale. Nelle bocche di Malamocco e Chioggia, la velocità nel canale è maggiore durante entrambe le fasi di marea, specialmente nell'area delle paratie (le barriere modulari che sollevandosi in caso di alta marea, chiuderanno le bocche isolando la laguna dal mare). Parimenti, con il nuovo assetto, per entrambe queste bocche, si crea una forte corrente fuori dalla laguna durante le fasi di flusso e di riflusso. Nella fase di flusso, la corrente passa lungo la costa sul lato meridionale della bocca, poi, prima di entrare in laguna, scorre tra il molo meridionale della bocca e l'estremità sud della diga foranea. Nella fase di riflusso, segue lo stesso percorso in senso inverso. Questo significa che nel futuro la corrente vicino a costa lungo il lato meridionale di ciascuna di queste due bocche potrebbe aumentare. Durante il riflusso, il jet uscente si estende maggiormente fuori costa e devia leggermente verso nord a causa della diga foranea. Dietro di essa, si genera un'area di bassa velocità e un vortice orario (nel caso di Malamocco) tra la diga foranea e il molo meridionale della bocca.

Nel bacino settentrionale, il tempo di residenza non è soggetto a cambiamenti significativi, sebbene tenda a decrescere lievemente dopo l'installazione delle nuove strutture, come visibile in Fig. 3.3 (riquadro a sinistra). Il nuovo assetto porta a una riduzione nei tempi di residenza di circa 10-15 giorni nell'area della città di Venezia, nell'area delle bocche di Malamocco e Chioggia e nell'intera zona sud della laguna. La variazione relativa dei tempi di residenza rispetto alla situazione ante operam, è visibile in figura Fig. 3.3 (riquadro al centro), ed

evidenzia una riduzione dal 5 al 20% nel caso del bacino nord e di circa il 50% nel caso delle altre aree menzionate.

Nella zona di laguna tra le bocche di Malamocco e Chioggia il tempo di residenza aumenta da 5 giorni sulla parte verso la gronda fino a 10-15 giorni sulla parte verso il mare, nell'area vicino ai cordoni litoranei (Fig. 3.3, sinistra). Questo incremento corrisponde a una variazione relativa dal 5 al 20% nelle aree di gronda e del 20 % nelle aree vicino al mare.

Nella fascia delle laguna tra le bocche di Malamocco e Chioggia i valori del fattore di ritorno diminuiscono dalla parte verso la gronda fino alla parte più verso mare. Decrescono vicino ai cordoni litoranei tra le bocche di Malamocco e Chioggia, nell'area delle bocche stesse, nell'area intorno a Chioggia e nei dintorni della zona industriale (Fig. 3.3, destra). La diminuzione dei tempi di residenza e del fattore di ritorno vicino alle bocche di Malamocco e Chioggia con la nuova configurazione delle bocche può essere dovuta alla costruzione delle dighe foranee esterne. Come già illustrato, durante la fase di riflusso le dighe foranee spingono il flusso uscente più al largo e lo deviano leggermente, mentre durante entrambe le fasi di marea si creano correnti laterali lungocosta accompagnate da vortici tra la costa a sud delle bocche e l'estremità delle dighe foranee. Tutti questi processi riducono la quantità di tracciante vicino alle bocche, nelle posizioni da cui potrebbe facilmente rientrare in laguna, e ciò comporta tempi di residenza e fattore di ritorno inferiori.

Il bilancio dei flussi da una quadratura alla successiva, è stato calcolato per entrambe le situazioni ante e post operam. La maggiore variazione relativa è risultata nei flussi entranti e uscenti dalla bocca di Malamocco e nei flussi entranti attraverso Lido. Rispetto ai flussi nei canali secondari della bocca di Lido, la maggiore variazione si è riscontrata nei flussi entranti e uscenti attraverso il canale di S. Nicolò.

Dall'istogramma in Fig. 3.7, appare che per la bocca del Lido c'è un incremento dei flussi entranti del 2% con le nuove strutture, mentre per Malamocco il flusso entrante e uscente diminuisce di circa il 10% e il 6% rispettivamente.

Per la bocca di Chioggia, la variazione riscontrata è trascurabile e il flusso resta praticamente identico. L'incremento del flusso entrante da Lido è principalmente distribuito lungo il canale di S. Nicolò, mentre nel canale di Treporti

il flusso sia entrante, sia uscente tende a diminuire.

| stazione | AVE_δ | CV_δ | σ_{δ^2} | r_v |
|----------|--------------|-------------|---------------------|-------|
| 4 | 0.08 | 0.60 | 0.054 | 0.99 |
| 5 | 0.06 | 0.67 | 0.045 | 0.98 |
| 7 | 0.01 | 5.75 | 0.055 | 0.71 |
| 17 | 0.06 | 0.56 | 0.035 | 0.99 |
| 20 | 0.08 | 0.63 | 0.050 | 0.99 |

Tabella 3.1: Scenario con forzante marea astronomica: statistica per i livelli e le velocità. AVE, CV e σ sono rispettivamente la media, il coefficiente di variazione e la deviazione standard della differenza tra velocità post operam e ante operam (δ), mentre r è il coefficiente di correlazione lineare tra le velocità calcolate per i due assetti. La posizione delle stazioni è riportata in Fig. 3.2.

3.2.2 Scenario con marea e vento di bora reale

Si sono esaminati il campo di velocità e la serie temporale durante marea di sizigia dopo 24 ore di forte bora. I risultati per la bocca di Lido sono simili a quelli dello scenario precedente e così anche quelli relativi alle bocche di Malamocco e Chioggia, sebbene in questo scenario reale i cambiamenti siano più intensi. La figura 3.4 e 3.5 mostrano il campo di velocità calcolato durante la marea sizigia con vento di bora reale per ciascuna bocca, durante flusso uscente ed entrante rispettivamente. Le immagini rappresentano per ciascuna delle tre bocche la configurazione ante operam (sinistra), la configurazione post operam (centrale) e la differenza tra le intensità delle velocità associate con la nuova e la vecchia configurazione (destra).

Nella bocca di Lido (Fig. 3.4, in alto), con la nuova configurazione le velocità uscenti aumentano sui lati dell'isola artificiale, nella zona di acque basse di fronte all'isola delle Vignole e all'estremità sud-orientale dell'isola di Venezia (inferiori a 0.1 m/s, toponomastica in Fig. 3.2).

Il flusso uscente devia leggermente verso nord rispetto alla situazione originale, perchè con il nuovo assetto la parte terminale del molo meridionale della bocca è stato ampliato. Il più grande valore di decremento in velocità è all'incirca di 20 cm/s e il maggiore incremento si aggira intorno ai 10 cm/s.

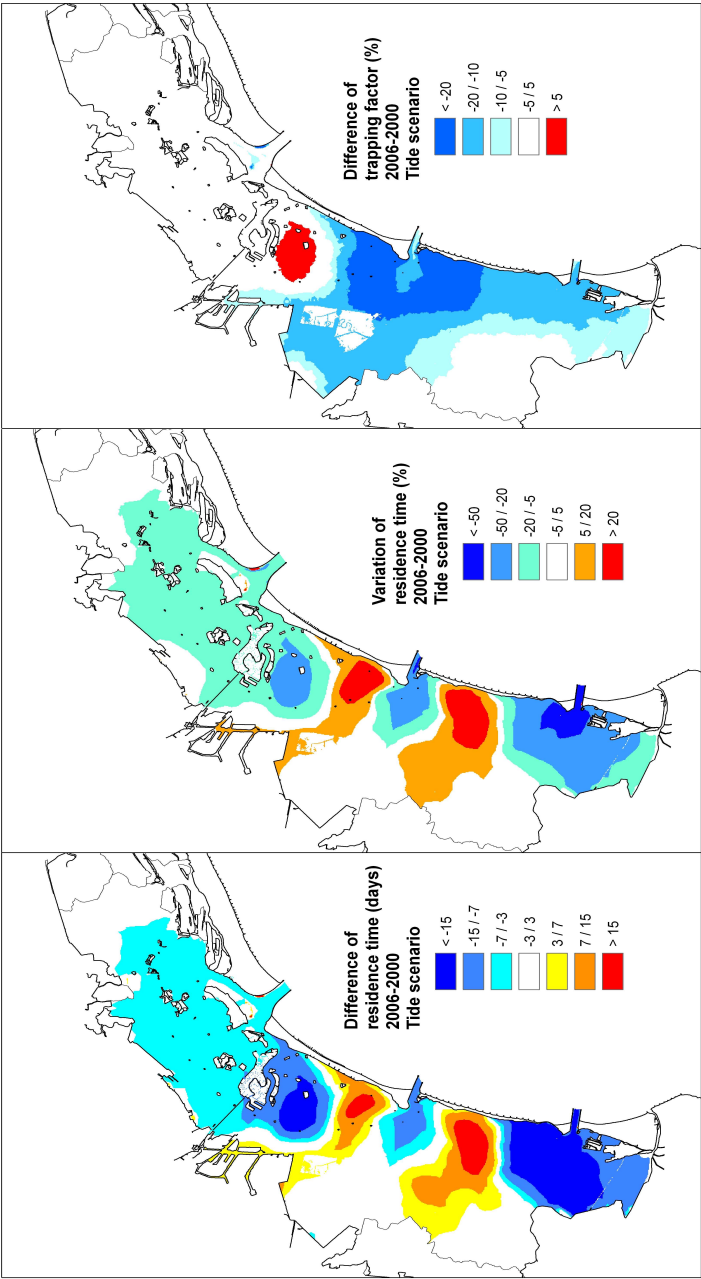


Figura 3.3: Variazione del tempo di residenza e del fattore di ritorno nello scenario con sola marea astronomica. Sinistra: differenza tra tempo di residenza post operam e ante operam; centro: variazione relativa del tempo di residenza rispetto alla configurazione ante operam; destra: differenza tra fattore di ritorno post operam e ante operam.

Vicino alla bocca di Malamocco (Fig. 3.4, centro) la diga foranea nel nuovo assetto crea un'area di bassa corrente sul suo lato verso mare, e quindi assume il ruolo che svolgeva originariamente il molo meridionale della bocca, ovvero di proteggere la linea della costa posta immediatamente a sud della bocca dalle correnti durante la fase di riflusso di marea. Sfortunatamente, le nuove strutture hanno l'effetto di aumentare la distanza (rispetto alla situazione ante operam) tra la zona d'ombra (basse velocità) e la costa. Ciò, unito alle correnti che seguono il percorso dalla diga foranea direttamente lungocosta, potrebbe aumentare la vulnerabilità della linea di costa nel caso delle nuove strutture.

L'incremento delle velocità raggiunge un massimo di 1 m/s nell'area del jet uscente, 0.7 m/s nella zona tra la diga foranea e la linea di costa e 0.4 m/s nello stesso canale della bocca. La diminuzione delle velocità raggiunge un massimo di 2 m/s nella parte di mare dietro la diga foranea.

Il caso della bocca di Chioggia (Fig. 3.4, in basso) è simile a quello di Malamocco. In questo caso l'orientazione della diga foranea permette al vento di bora di infiltrarsi direttamente tra il molo meridionale della bocca e la diga foranea stessa andando a incidere direttamente sulla linea di costa. Si crea così una corrente lungocosta che può essere a volte anche intensa, mentre l'assetto originale della bocca proteggeva più efficacemente la costa. L'incremento delle velocità raggiunge un massimo di 0.5 m/s nella zona del jet uscente, 0.6 m/s nell'area tra la diga foranea e la linea di costa e 0.3 m/s nel canale della bocca. La diminuzione delle velocità raggiunge un massimo di 0.9 m/s nella zona di mare dietro la diga foranea.

Nella bocca di Lido, il campo di velocità aumenta durante il flusso entrante lungo il canale di S. Nicolò, in particolare in due aree: una si trova tra l'isola artificiale e il lato sinistro del canale (massimo incremento in velocità 0.2 m/s) e una si trova dietro l'isola artificiale vicino al lato destro del canale (massimo incremento in velocità 0.45 m/s). Un'altro incremento si riscontra nel canale di Treporti tra l'isola artificiale e il porto-rifugio (massimo incremento 0.15 m/s).

Il campo di velocità diminuisce dietro l'isola artificiale e nella parte terminale del canale di Treporti (massimo decremento 0.75 m/s e 0.10 m/s rispettivamente). Fuori dalla bocca non si riscontrano variazioni notevoli.

Nella bocca di Malamocco durante il flusso entrante il campo di velocità

aumenta nella zona dove verranno deposte le paratie (massimo incremento 0.4 m/s), nell'area tra la diga foranea e la linea di costa (massimo incremento 0.2 m/s) e nell'area terminale del molo nord della bocca dalla parte del mare (massimo incremento 0.2 m/s). Si ha una diminuzione appena dentro la laguna (da 0.1 a 0.2 m/s), dietro la diga foranea (di 0.25 - 0.30 m/s) e tra questa e il molo meridionale della bocca (da 0.25 - 0.30 m/s).

Nella bocca di Chioggia il campo di velocità aumenta lungo il canale (all'incirca di 0.1 m/s), appena dietro le bocche (massimo incremento 0.18 m/s) e lungo la costa meridionale (di circa meno di 0.1 m/s), mentre decresce dietro la diga foranea (massimo decremento 0.2 m/s).

Intorno la città di Venezia la velocità aumenta con il nuovo assetto della bocca, pur mantenendosi a valori inferiori a 0.10 m/s, con i valori massimi localizzati intorno alla punta dell'isola di S. Elena.

I tempi di residenza sono brevi, come tipico di uno scenario in cui un evento di bora ripulisce la laguna. Le differenze tra la nuova configurazione e l'originale sono limitate. Includono un incremento di circa tre giorni nell'area di laguna a ridosso dei cordoni litoranei tra i bacini di Lido e Malamocco, e di circa un giorno nella fascia della laguna tra i bacini di Malamocco e Chioggia. Il tempo di residenza decresce di un giorno nel bacino immediatamente a sud della città di Venezia (Fig. 3.6, sinistra). Gli incrementi (Fig. 3.6, centro) nel tempo di residenza con le nuove strutture sono più alti del 20% nella fascia di laguna tra il Lido e Malamocco, mentre variano tra il 10 e il 20% nell'area di laguna tra Malamocco e Chioggia. C'è un decremento nei tempi di residenza tra il 5 e il 10% nell'area tra la bocca di Lido e il canale di Treporti, nel canale di S. Nicolò, nell'intera parte sud-orientale della città di Venezia e nello specchio acqueo dietro l'isola dalle Vignole, arrivando fino a Murano (cfr. Fig. 3.2). Questa variazione indica fino a quale distanza dalla bocca può essere rinvenuto l'incremento locale di velocità provocato dalle nuove strutture.

Il fattore di ritorno diminuisce alle bocche e intorno a Venezia. Ciò potrebbe venire spiegato dal fatto che le dighe foranee rallentano il ritorno del tracciante in laguna (Fig. 3.6, destra).

Il bilancio dei flussi entranti e uscenti dalla laguna da una quadratura all successiva è stato determinato per entrambi gli assetti. La maggiore variazione

relativa si è riscontrata nel flusso attraverso Malamocco seguito da Chioggia (flusso uscente) e Lido. In Fig. 3.7 si evidenzia come per la bocca di Lido vi è un incremento nel flusso sia entrante sia uscente, per Malamocco vi è un decremento nel flusso sia entrante, sia uscente e per Chioggia c'è un incremento nel flusso entrante e un decremento nel flusso uscente. Rispetto al bilancio dei flussi nei canali interni alla bocca di Lido, le maggiori variazioni relative sono state riscontrate per il canale di S. Nicolò.

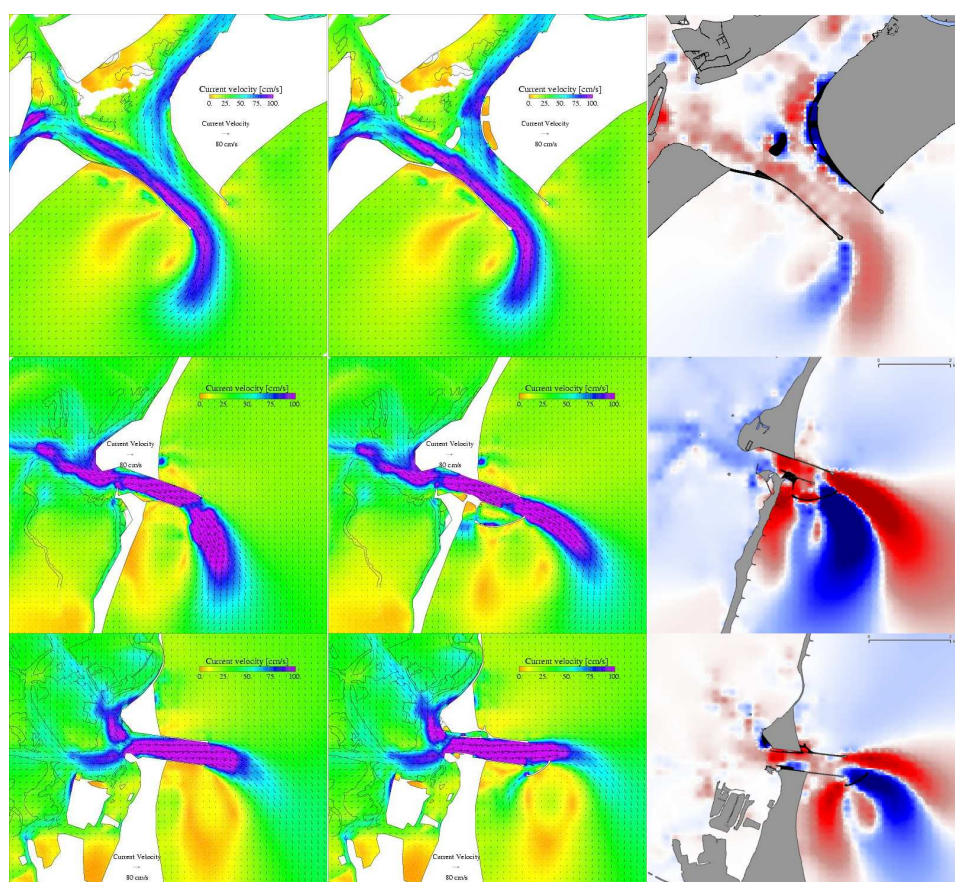


Figura 3.4: Campo di velocità in fase uscente con configurazione ante operam e post operam e differenza. Scenario di hora reale durante il riflusso (marea sizigia): velocità delle corrente ante operam (sinistra), post operam (centro) e differenza tra i campi scalari di velocità (destra). Nelle figure a destra il colore rosso indica che la differenza tra velocità post operam e ante operam è positiva (un incremento di più di 20 cm/s), mentre il colore blu indica che è negativo (un decremento di più di 20 cm/s).

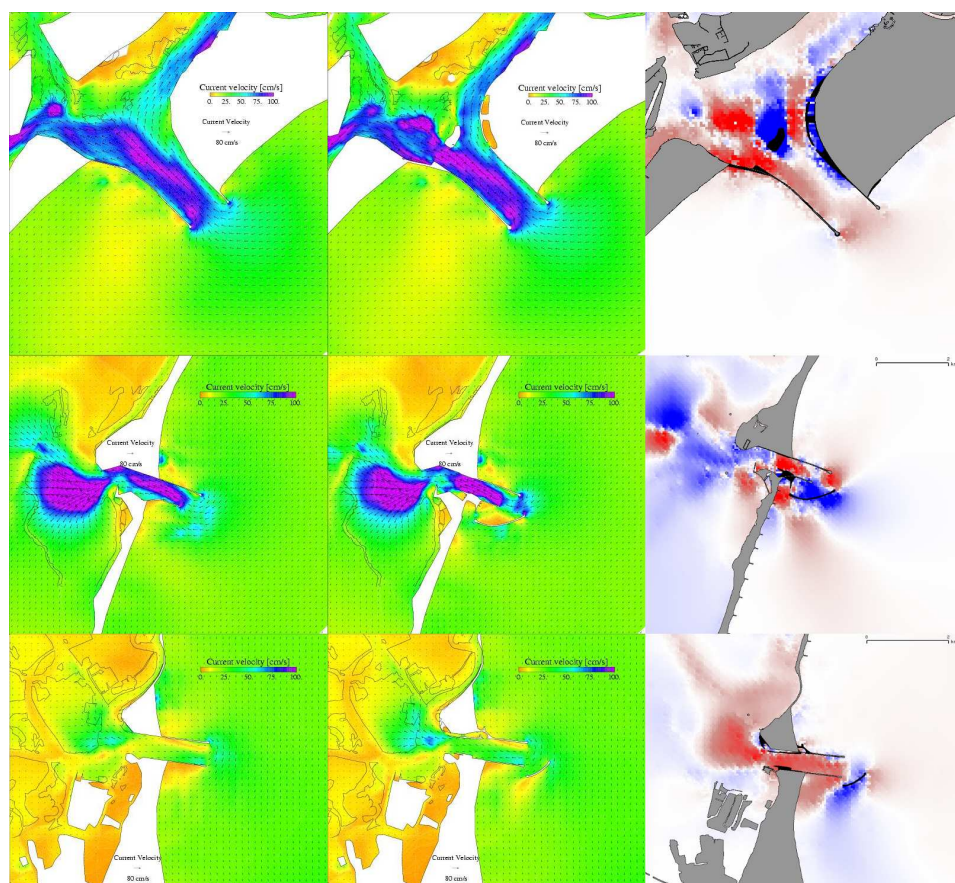


Figura 3.5: Campo di velocità in fase entrante con configurazione ante operam e post operam e differenza. Scenario di bora reale durante il flusso (marea sizigia): velocità delle corrente ante operam (sinistra), post operam (centro) e differenza tra i campi scalari di velocità (destra). La legenda del colore per le immagini a destra è la stessa della figura 3.4.

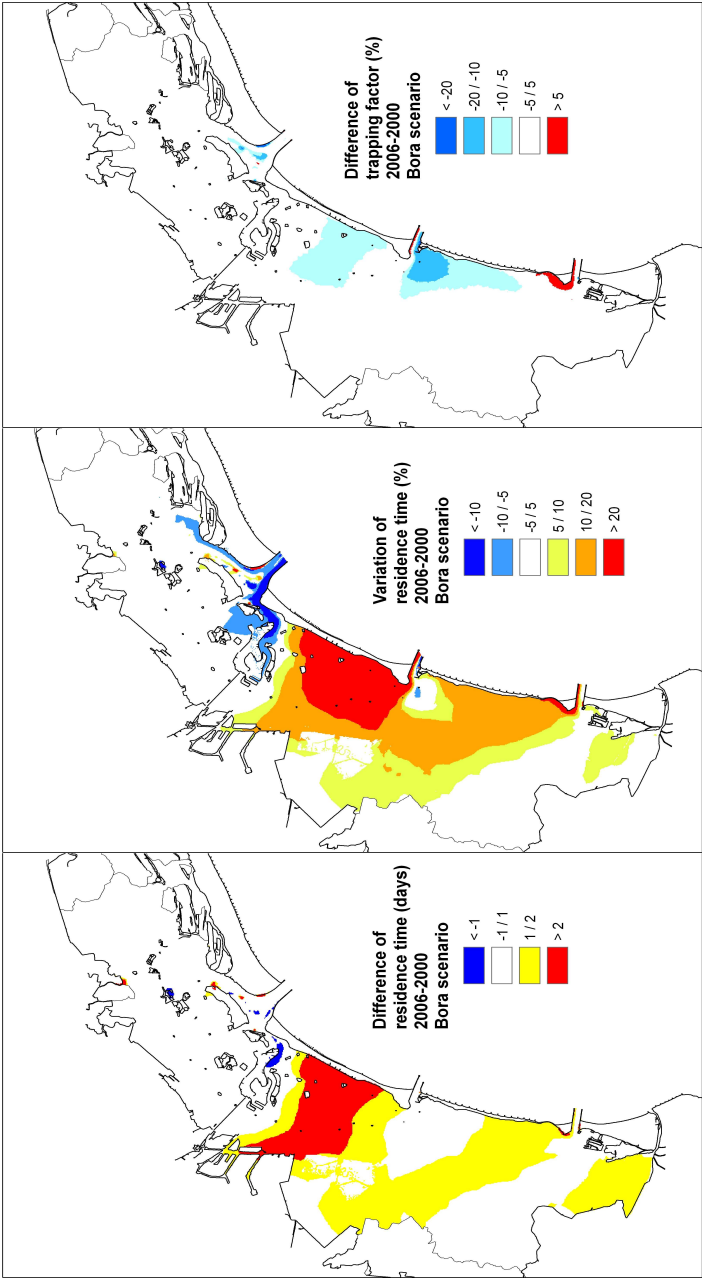


Figura 3.6: Variazione del tempo di residenza e del fattore di ritorno nello scenario di bora. Sinistra: differenza tra tempo di residenza post operam e ante operam. Centro: variazione relativa del tempo di residenza rispetto alla configurazione ante operam. Destra: differenza tra fattore di ritorno ante operam e post operam.

3.3 Discussione e conclusioni

Durante la fase di riflusso, l'isola artificiale nella bocca di Lido separa il flusso d'acqua attraverso la bocca e provoca l'intensificarsi della corrente lungo gli argini dell'isola stessa. All'opposto durante la fase di flusso, genera un'area sul suo lato verso laguna in cui le velocità diminuiscono. La corrente diventa più intensa lungo l'intero canale di S. Nicolò e lungo la curva del canale di Treporti.

Vi è allora rischio di erosione in due aree di fanerogame, una dietro l'isola e l'altra che si estende parallelamente all'argine del canale di S. Nicolò. Fuori dalla bocca non si notano effetti apprezzabili.

Nella bocca di Malamocco e, in modo meno esteso, nella bocca di Chioggia, vi è un incremento nella velocità nel canale specialmente vicino all'area delle paratie sommerse, mentre non vi sono effetti significativi nelle aree immediatamente retrostanti le bocche.

Le maggiori modificazioni in questo caso sono dovute all'interazione delle bocche con il mare. La diga foranea di fronte a ciascuna bocca devia il flusso uscente e lo spinge più verso il largo; la sua presenza dunque produce una nuova circolazione che coinvolge le estremità a mare dei moli stessi, la diga foranea e l'area di costa immediatamente ad essa adiacente. L'effetto globale è di accrescere l'esposizione delle linee di costa a correnti ad essa parallele (longshore) contribuendo in parte alla loro formazione. Specialmente nel caso di vento di bora, l'effetto è di provvedere con meno efficacia alla protezione della linea di costa rispetto a quanto avveniva con l'assetto originale delle bocche.

A livello di singoli sottobacini all'interno della laguna, le nuove strutture hanno l'effetto di abbreviare il tempo di residenza nelle aree intorno alle bocche, ma di allungarlo nelle aree tra una bocca e l'altra. In questo modo, la nuova configurazione delle bocche favorisce gli scambi in aree già abbastanza dinamiche e li riduce nelle fasce che separano i singoli sottobacini, in cui erano già limitati. L'estensione di questi cambiamenti sotto condizioni forzanti di sola marea astronomica non è trascurabile, ma è piuttosto limitata nel caso di un evento di bora (in termini di valore assoluto, non in termini di variazione relativa percentuale). Il fattore di ritorno diminuisce nelle aree intorno alle bocche di Malamocco e Chioggia, indicando che una volta uscito dalla laguna il tracciante è disperso con maggior efficacia nel nuovo assetto. Dopo essere uscito

viene infatti trasportato più al largo oppure intrappolato nella microcircolazione generata dalla diga foranea e disperso lungocosta. Questo può portare a una maggiore concentrazione di sostanze disciolte o galleggianti lungo la linea di costa adiacente alle due bocche.

Il bilancio dei flussi indica che le variazioni non coinvolgono tanto il bilancio complessivo quanto la ripartizione dei flussi relativi attraverso ciascuna bocca. Le maggiori variazioni sono state riscontrate nella bocca di Malamocco, seguita da Chioggia e Lido. Alla bocca di Lido, le maggiori variazioni nel flusso attraverso i canali interni sono a carico del canale di S. Nicolò.

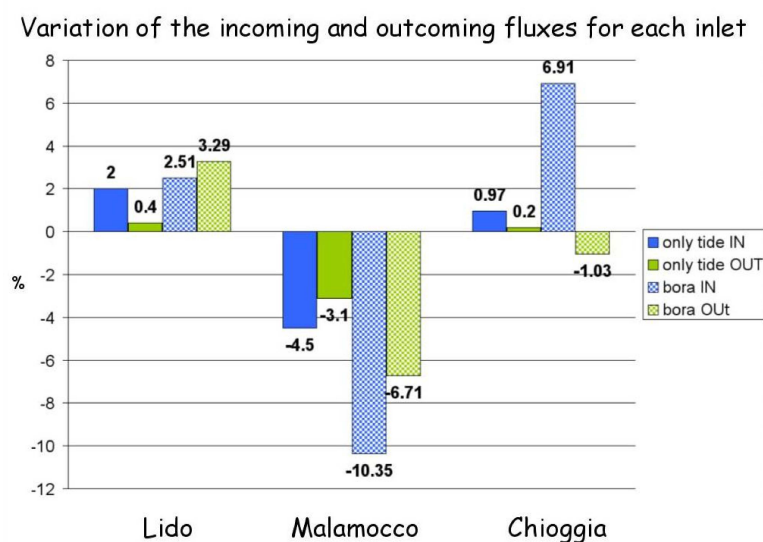


Figura 3.7: Istogramma della variazione relativa dei flussi entranti e uscenti attraverso le bocche nei due scenari. Per ciascuna bocca le prime due barre si riferiscono allo scenario forzato con sola marea astronomica (colore pieno), le ultime due si riferiscono allo scenario di bora reale (colore con tessitura).

Capitolo 4

Venezia: salinità e Water Framework Directive

Gli ambienti costieri e di transizione verranno gestiti secondo le prescrizioni della WFD. Come ampiamente discusso nell'introduzione, il primo passo indicato è l'individuazione delle tipologie e la suddivisione dei bacini in corpi idrici. Rispetto al problema della tipizzazione e classificazione degli ambienti costieri e di transizione, è fiorita una vasta gamma di studi e proposte a livello comunitario (Schernewski and Wielgat, 2004; Bulger et al., 1993), che si sviluppano in diverse aree. Le metodologie applicate sono eterogenee, spaziano dall'uso combinato di tecniche GIS e modelli numerici, all'applicazione di test statistici su indici ricavati da database relativi alla qualità delle acque, (Urbanski J.A. and L., 2008; Ferreira et al., 2006) e rispetto ad esse è in corso il processo di unificazione.

Tra le categorie di acque superficiali la direttiva include le acque di transizione, definendole come *“corpi d'acqua posti in vicinanza di una foce fluviale il cui il carattere parzialmente salino è il risultato della loro prossimità ad acque costiere, pur restando sostanzialmente influenzate dal flusso di acque dolci”*, (WFD art. 2, comma 6). Nella definizione la salinità gioca un ruolo fondamentale, sia dal punto di vista chimico-fisico, sia dal punto di vista della comunità ecologica e della caratterizzazione degli habitat, al punto che tale parametro rientra tra quelli indicati come obbligatori nella direttiva.

La formalizzazione di un sistema di classificazione di ambienti estuarili e di transizione basato sulla salinità che possegga una valenza generale è stata una questione affrontata già nel passato, evidenziando numerose difficoltà legate all'eterogeneità dei casi di studio e all'ampiezza delle fluttuazioni naturali del parametro. Tra i tentativi di classificazione delle acque, in seguito al "Simposio sulla classificazione delle acque salmastre" (Venezia, 8-14 aprile 1958), è stato definito il Sistema Venezia (Anonymus, 1959; Por, 1972). Le classi definite da questo sistema sono indicative di una condizione media di salinità e non forniscono informazioni rispetto alla sua variabilità alle diverse scale temporali, nè rispetto all'incidenza dei massimi e dei minimi, nè collegano direttamente le fasce di salinità individuate a precisi effetti sulla componente biotica, anche se i limiti indicati hanno comunque alla base il riferimento alla fisiologia degli organismi.

In Greenwood (2007) il sistema di classificazione delle acque in base alla salinità viene accoppiato e modificato in base al range di risposta di alcune specie di pesci, adottati come indicatori per una possibile zonazione del dominio, ottenendo così un sistema di classificazione a fasce sovrapposte che rappresentano il range di tolleranza della salinità degli organismi. Questa procedura è però dipendente dall'organismo indicatore e non rispecchia l'esigenza espressa dalla WFD di una prima classificazione abiotica a cui sovrapporre le caratteristiche biologiche dell'ecosistema. Questo risultato comunque sottolinea la necessità di tenere conto della naturale variabilità del parametro in ogni punto del dominio, e in modo particolare in ambienti di transizione in quanto intrinsecamente caratterizzati da un'elevata instabilità spazio-temporale.

La direttiva consente di esprimere sotto forma di range oppure di escludere motivatamente quei parametri di qualità biologica che manifestano una variabilità troppo elevata per poter definire delle condizioni di riferimento, purché tale variabilità abbia origine naturale e non sia collegata a un ciclo stagionale (European Commission (2003b), sez. 4.2 e 4.7). Rispetto alla variabilità temporale connessa ai parametri che individuano le tipologie non vi sono indicazioni esplicite, se non la possibilità di riferirsi a valori medi annuali (European Commission (2003b), sez. 3.2.3) e l'implicita indicazione che per caratterizzare un bacino è preferibile riferirsi a lunghe serie temporali. Di conseguenza gli autori

hanno sviluppato i loro lavori formulando le loro considerazioni sulla base di finestre temporali di ampiezza variabile. Nel caso di ambienti di transizione complessi e strutturati come quello in esame però, conoscere la variabilità dei parametri adottati potrebbe non solo essere rilevante ai fini della significatività di un parametro, ma costituire essa stessa un indicatore o avere pari importanza.

Nell'ipotesi di introdurre come parametro routinario nella classificazione delle acque di transizione non solo la media della salinità, come previsto dalla normativa, ma anche l'ampiezza della sua variabilità, si deve ovviare alla limitazione posta dai dati sperimentali. L'acquisizione in campo di tale parametro non è nè complessa nè costosa, ma l'elevata copertura spazio-temporale richiesta per ottenere un dettaglio adeguato anche ai fini della classificazione, soprattutto in quei siti caratterizzati da elevata variabilità, pone seri problemi a livello economico e logistico. Per ovviare a questa mancanza al dato sperimentale si è affiancato un valore aggiunto rappresentato dalla messa a punto di un modello che possa simulare questa variabile con un dettaglio spazio-temporale elevato. Con questo strumento sarà possibile in questa sede stimare la variabilità spaziale e temporale della distribuzione della salinità ai fini di una proposta di zonazione, tenendo conto anche dei fattori che possono condizionarne la variabilità interannuale.

Questo approccio è stato sviluppato con un'applicazione alla laguna di Venezia. La ragione di questa scelta è non solo legata all'importanza ricoperta da questo sito, ma anche alla elevata complessità delle relazioni idrodinamiche, morfologiche ed ecologiche che la caratterizzano e che determinano una distribuzione complessa della salinità (così come di altri parametri) giustificando quindi un approccio più strutturato al problema. Inoltre il database disponibile e accessibile per questo sito consente la calibrazione del modello idrodinamico e garantisce la presenza una frequenza di dati sufficiente per la messa a punto di un modello di salinità con una definizione adatta allo scopo.

La laguna di Venezia è definita in letteratura come una laguna polialina, in cui si distinguono tre fasce longitudinali di salinità (Guerzoni and Tagliapietra, 2006; ICRAM, 2007; Solidoro et al., 2004). Il database recente disponibile con una copertura spaziale sufficiente in laguna è relativo al progetto MELa. L'elaborazione di questi dati in Solidoro et al. (2004) individua una relazione

statistica secondo cui il livello trofico della laguna può essere previsto da una combinazione lineare di variabili indipendenti costituite da salinità (media annuale) e tempo di residenza (che esprime l'influenza dei fiumi e del tidal mixing). Nel lavoro inoltre la variabilità stagionale risulta dalla sovrapposizione del ciclo stagionale di luce e temperatura più una componente stocastica e non periodica costituita dalla dinamica fluviale.

Tra le applicazioni modellistiche in grado di riprodurre l'andamento della salinità in laguna di Venezia, Umgiesser and Zampato (2001) e Umgiesser et al. (2004) ottiene valori medi annui di salinità in ragionevole accordo con i risultati di una simulazione climatologica. A livello locale vi sono diverse classificazioni proposte (ICRAM, 2007; CVN, 2004a,b; Zanon, 2006) che sono state costruite rispettivamente tenendo conto della distribuzione di salinità e dei tempi di confinamento medi annuali ricavati dal database MELa 2001-2005 oppure sono state valutate su una base morfologica o infine hanno una prima struttura costruita su base geomorfologica a cui sono stati sovrapposte le distribuzioni di parametri idrodinamici includendo anche la salinità. Il lavoro di Solidoro et al. (2004) non ha un intento di zonazione, ma applicando lo stesso modello qui adottato, con una griglia della laguna a bassa risoluzione e considerando le portate medie annue di dodici tributari ricavate dal progetto DRAIN, ottiene il partizionamento della laguna in 3 aree in base alla salinità e in 10 zone in base a tutto il lavoro.

La proposta qui presentata, a differenza di altre, si basa su un modello numerico appositamente calibrato sia rispetto ai livelli riprodotti, sia rispetto ai dati di salinità calcolati con elevata frequenza temporale e buona distribuzione spaziale, per la laguna di Venezia. Si prefigge di esaminare anche l'incidenza della variabilità interannuale dei parametri sulla tipizzazione.

Questo lavoro considera un numero limitato di variabili per la definizione delle tipologie, come suggerito dalla direttiva (European Commission (2003b), sez. 3) e come adottato nei lavori di letteratura per questo sito. Si sono infatti stimati un parametro obbligatorio, la salinità media annua, e un parametro facoltativo, il tempo di residenza medio, che sono legati ai fattori che influenzano lo stato trofico della laguna. A questi si aggiunge un parametro originale, la deviazione standard della salinità, che rappresenta la stima della variabilità annua della salinità attorno al valore medio. La classificazione finale a cui

tendere, infatti, deve essere composta da un numero limitato di tipologie e corpi idrici per questioni di rappresentatività e di praticità nella gestione. Le tipologie individuate dovrebbero essere fisse a dispetto della variabilità naturale mentre i confini dei corpi idrici possono modificarsi ogni 6 anni (European Commission (2003b), sez. 4.9).

4.1 Metodo d'indagine

4.1.1 Griglia e Set-up del modello

Rispetto alla griglia adottata nei lavori precedenti, la risoluzione e la struttura della griglia numerica che rappresenta la laguna (fig. 4.1) sono state incrementate in modo da modellare con maggiore dettaglio i gradienti batimetrici, mantenendo un costo computazionale ridotto. Sono stati aggiunti infatti i canali principali che attraversano le isole e le casse di colmata ed è stata aumentata la risoluzione spaziale nelle aree barenicole e in alcune zone di basso fondale. In questo modo si è migliorata la simulazione delle correnti di alcuni bassifondi e del comportamento di emersione-immersione delle barene. La griglia attuale conta 8029 nodi e 14021 elementi a fronte dei 4367 nodi e 7858 elementi della versione precedente. I dati originali di batimetria interpolati sugli elementi della griglia numerica sono relativi all'anno 2000. La griglia è stata calibrata durante un periodo di calma di vento con i livelli misurati dai mareografi APAT nel 2003. In Appendice in tabella B.1 si riportano i valori di frizione al fondo adottati, seguendo il criterio di suddivisione per aree sviluppato in Umgiesser et al. (2004).

Le simulazioni iniziano dal 1 gennaio per la durata di un anno e rappresentano l'anno 2003, in cui si ha una buona copertura spaziale di misure, e l'anno 2005 in cui le misure hanno una buona copertura temporale.

Nell'equazione del momento, dato che l'applicazione avviene solo all'interno della laguna, non sono stati considerati i termini avvevativi non lineari e il parametro di Coriolis è stato impostato alla latitudine corrispondente alla parte centrale della laguna ($45^{\circ} 25' N$). Al coefficiente di Strickler è stato assegnato un valore di $32 \text{ m}^{1/3} \text{ s}^{-1}$ per l'intero dominio e il valore del coefficiente di drag per il vento adottato è pari a $2.5 * 10^{-3}$, come riportato in Umgiesser et al. (2004).

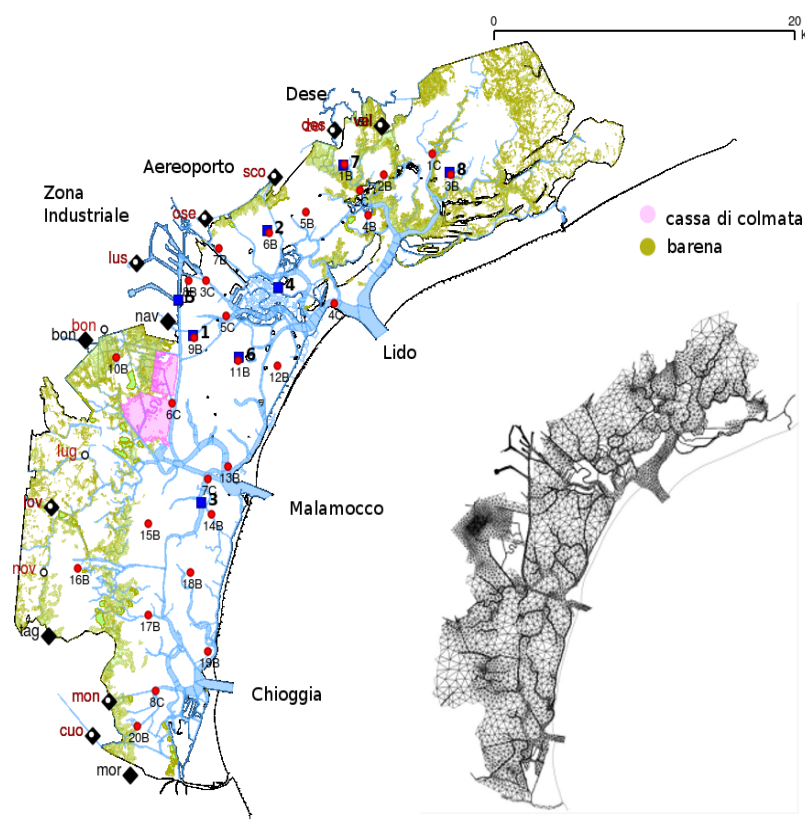


Figura 4.1: Stazioni di campionamento, punti di immissione dei tributari e griglia. A sinistra: stazioni MELa e SAMA (cerchi rossi e blu) e punti di monitoraggio dei tributari dal progetto DRAIN e dall'Autorità per il Bacino Scolante (rombi neri e cerchi bianchi).

Tutte le simulazioni sono condotte usando un timestep di 300 sec. e uno spin-up di 5 giorni per permettere a livello e velocità iniziale (impostati inizialmente a 0) di arrivare a regime. Per inizializzare il modello sono state adottate delle mappe spaziali di salinità ottenute interpolando i valori sperimentali corrispondenti alla data di inizio simulazione su tutti i nodi della griglia.

4.1.2 Il database

Tutte le simulazioni sono state condotte sotto forzanti realistici. I valori di livello misurati alle bocche sono stati forniti con frequenza di 5 minuti dal Centro Maree, che mantiene una rete centraline meteo-mareografiche automatiche in laguna (<http://www.comune.venezia.it/flex/cm/pages/ServeBLOB.php/L/IT/IDPagina/>

1748). I dati meteorologici sono stati raccolti durante gli anni 2003 e 2005 presso la centralina posta nell'istituto CNR-ISMAR di Riva Sette Martiri con frequenza oraria. Gli eventuali periodi mancanti sono stati integrati con le misure raccolte presso l'istituto Cavanis e presso le centraline dell'Ente zona Industriale (EZI). L'istituto Cavanis si trova pressapoco in mezzo al centro della città di Venezia mentre l'EZI gestisce una rete di centraline disposte sul territorio della zona industriale e del centro storico di Venezia. I due enti che svolgono questo servizio rendono i dati liberamente disponibili in rete all'indirizzo www.cavanis.org e www.entezona.it/. Le serie temporali di pioggia e di velocità e direzione del vento sono state considerate spazialmente omogenee per il modello.

Dall'analisi effettuata sui dati meteorologici utilizzati si evidenzia come il 2003 risulta un anno siccitoso e secco (pioggia annuale 527 mm. Media annua: umidità 67%, temperatura dell'aria 14.8 gradi), mentre l'anno 2005 è un anno di piovosità intermedia, secco come il 2003 e leggermente più freddo (pioggia annuale 631 mm. Media annua: umidità 65%, temperatura dell'aria 13.6 gradi). Le valutazioni sono state effettuate adottando come riferimento quanto riportato in letteratura (Guerzoni and Tagliapietra, 2006). Nel 2003 e nel 2005 le piogge si concentrano in due periodi corrispondenti a primavera (aprile 2003 , marzo 2005) ed autunno (novembre 2003 e settembre 2005).

Il vento negli anni 2003 e 2005 ha direzione prevalente N-NE con velocità massime di 10-12 m/s e SE con velocità massime di 6-8 m/s. Durante l'inverno e l'autunno la direzione prevalente è N-NE con intensità fino ai 12 m/s, mentre durante la primavera e l'estate si aggiungono direzioni da S-SE con intensità fino agli 8 m/s che possono costituire anche le direzioni dominanti della stagione. Da un'analisi di sensibilità del modello si è confermato che le portate dei tributari sono il fattore che influenza maggiormente la capacità del modello di riprodurre i dati sperimentali. Sono stati considerate dapprima delle portate medie mensili ricavate da dati di portata giornaliera raccolti durante il progetto DRAIN svoltosi nel periodo 1999-2000 (Zonta et al., 2005), che costituiscono il riferimento in letteratura dei precedenti lavori sulla modellizzazione della salinità in laguna di Venezia. In seguito sono stati utilizzate le portate medie giornaliere relative all'anno 2003 e all'anno 2005 raccolte dall'Autorità per il Bacino Scolante. Nel primo caso sono stati considerati 12 tributari la cui foce è illustra-

ta in figura 4.1 con un rombo nero, mentre con un cerchio bianco sono riportate le foci degli immissari considerati nel secondo caso. In Appendice in tabella B.2 sono riportate le corrispondenze tra le stazioni di misura di DRAIN e le stazioni fornite dall'Autorità per il Bacino Scolante e sono riportate le rispettive medie annuali: l'importanza dei diversi immissari appare cambiata nel corso dei due monitoraggi, così come appare diminuita nel secondo set di dati la quantità totale di acqua dolce immessa in laguna. Il miglioramento nella capacità del modello di riprodurre la salinità durante l'anno 2003 da portate mensili stimate a portate giornaliere relative all'anno in esame è rilevante (cfr. Tab. 4.2, ultima colonna) e sottolinea l'influenza del regime fluviale nella dinamica della laguna, oltre alla necessità di avere un buon input dataset per ottenere buoni risultati.

L'analisi delle medie mensili dei dati di portata del 2003 e del 2005 ha evidenziato che, fermo restando una certa variabilità interannuale di ogni tributario, il periodo di magra di tutti i principali tributari va da giugno a settembre mentre le piene si concentrano normalmente nei mesi di febbraio-marzo e ottobre-novembre.

La correlazione delle portate con la pioggia fornita al modello non è risultata elevata, perché la pioggia considerata è misurata non sul bacino scolante, ma direttamente in laguna. Questo comunque assicura che al modello non sono stati forniti input di acqua dolce ridondanti. Inoltre si ricorda dalla letteratura (Guerzoni and Tagliapietra, 2006) che molti dei tributari in laguna, in particolare tutti quelli posti nella parte meridionale, sono regolamentati e sono pochi ormai quelli che hanno un regime idrico naturale.

I dati di salinità relativi all'anno 2003 appartengono al monitoraggio MELa, di cui si riportano con cerchi rossi in figura 4.1 le 28 stazioni di campionamento, e sono stati raccolti con frequenza mensile durante la marea di quadratura. I dati relativi all'anno 2005 hanno frequenza di 30 minuti e appartengono alle centraline automatiche della rete SAMANET (Ferrari et al., 2004), le cui posizioni sono visibili con quadrati blu nella figura sopracitata. L'analisi dei dati MELa e SAMA ha permesso la correzione di eventuali outlier e ha evidenziato eventuali casi estremi, come quello avvenuto in agosto 2003 e che rappresenta la salinizzazione di larga parte della laguna in seguito a un prolungato periodo siccitoso di cui si ha riscontro anche nei dati di portata e che è stato possibile

modellare.

Le serie di salinità assegnate alle bocche di porto nell'anno 2003 corrisponde alle serie misurate nelle stazioni MELa più vicine, c4, c7 e c8 rispettivamente, mentre per l'anno 2005 sono stati utilizzati i dati misurati in continuo alle bocche stesse.

4.1.3 Procedimento di tipizzazione

La tipizzazione della laguna è stata stimata definendo per ciascuna variabile considerata delle classi di valori e producendo la corrispondente mappa spaziale così suddivisa. Successivamente le mappe spaziali classificate di due o più variabili sono state sovrapposte tra loro, ottenendo la definizione di aree caratterizzate da diverse combinazioni di classi per ciascuna delle variabili. Ottenuto questo risultato si procede poi alla semplificazione delle intersezioni in base all'area minima indicata dalla direttiva (0.5 km^2) e si assegna ciascuna area a tipologie specifiche.

Le classi definite e i loro intervalli sono riportati in tabella 4.1. Per la salinità media annua sono state considerate come classi quelle definite dal Sistema Venezia che coincidono con quelle riportate nella direttiva, ovvero 0-5, 5-18, 18-30 e superiore a 30 PSU, che corrispondono a oligo-, meso-, polialina ed eualina rispettivamente. Per la deviazione standard sono state considerate le classi 0-2, (bassa), 2-4 (media), e superiore a 4, (alta) che rappresentano la tendenza al mescolamento con acqua a diversa salinità ovvero la tendenza a discostarsi dal valore medio, a cui si fanno corrispondere delle ipotetiche classi di stabilità rispettivamente alta, media e bassa. Le fasce sono state scelte in base a un criterio di equiripartizione degli intervalli di valori assunti nel dominio, dopo aver escluso i valori estremi che si verificano raramente e che per la maggioranza si trovano su punti critici (barene) per il calcolo numerico del modello.

Il calcolo del tempo di residenza ha seguito il metodo descritto in Cucco and Umgiesser (2006b). Per valutare il valore di tempo di residenza medio annuale su una simulazione realistica annuale è stato calcolato il tempo di residenza ogni due mesi per il periodo di un anno e quindi si è calcolata su ogni elemento del dominio la media di sei repliche che avvengono di conseguenza sotto condizioni di forzanti reali diverse ad ogni replica. Come si è visto nel capitolo 3 il tempo

di residenza in condizione di forzante realistica può assumere valore anche di pochi giorni, in funzione del regime di vento. In particolare una bora intensa e prolungata ripulisce il bacino, mentre lo scirocco allunga i tempi di risciacquo ostacolando il deflusso alle bocche. Generalmente si verifica con maggiore frequenza un evento intenso e prolungato di bora, mentre lo scirocco tende a presentarsi in eventi isolati e raggiunge intensità e durate sostenute solo nei periodi noti per i fenomeni di “acque alte” (novembre). Dall’analisi del vento relativo agli anni 2003 e 2005 si evidenziano numerosi episodi di bora con eventi di scirocco distribuiti. Pertanto per valutare il tempo di residenza medio di una simulazione realistica su questi anni è più significativo calcolare una media come appena illustrato piuttosto che calcolare un tempo di residenza su tutto l’anno. Le classi di tempo di residenza considerate sono state 0-5 (aperto), 5-10 e 10-15 (ristretto), e infine 15-20 e > 20 (confinato). Il limite di 15 giorni è ricavato su una base geomorfologica. Infatti la linea del tempo di residenza di 15 giorni sia nel 2003 che nel 2005 tende a coincidere con la linea delle barene con una precisione elevata nella laguna meridionale e con una certa approssimazione nella laguna centro-settentrionale. La linea di tempo di residenza 0-5 giorni invece delimita l’influenza nettamente marina del delta mareale attorno alle bocche. La classe di tempo di residenza ristretto è stata suddivisa in due sottoclassi di 5-10 e 10-15 giorni, e la classe del tempo di residenza confinato è stata a sua volta divisa nelle sottoclassi di 15-20 giorni e oltre 20 giorni per verificare se una suddivisione più fine potesse dare qualche indicazione specifica sui margini delle barene.

Le combinazioni delle variabili a due a due portano a una definizione di 12 classi nel caso di salinità e deviazione standard, 20 classi nel caso di salinità e tempo di residenza e 15 classi nel caso di deviazione standard e tempo di residenza (cfr. Appendice B.1). La combinazione di tutte le variabili definisce 120 classi. Si anticipa che nel corso del lavoro la suddivisione in classi più fini del tempo di residenza è risultata superflua e che le classi per questa variabile possono venire accorpate in 0-5 (aperto), 5-15 (ristretto) e > 15 giorni (confinato), come effettivamente riportato nella tabella 4.1.

| Classe Salinità | range PSU | Classe Dev.Std. S | range PSU | Classe Tempo Residenza | range giorni |
|--------------------|--------------|----------------------|--------------|---------------------------|-----------------|
| oligo | 0-5 | bassa | 0.2 | aperto | 0-5 |
| meso | 5-18 | media | 2-4 | ristretto | 5-15 |
| poli | 18-30 | alta | > 4 | confinato | > 15 |
| eualina | > 30 | | | | |

Tabella 4.1: Definizione delle classi di salinità, deviazione standard della salinità e tempo di residenza.

4.2 Risultati e discussione

4.2.1 Variabilità spaziale (MELa 2003) e temporale (SAMA 2005) della salinità

I risultati dei confronti tra le misure delle stazioni MELa raccolti e il valore modellato per l'anno 2003 sono riportati in figura 4.2, mentre in tabella 4.2 si riportano i valori del coefficiente di determinazione (R^2 o bontà di adattamento) ed errore relativo percentuale (ER%) calcolati tra le serie temporali dei valori misurati alle stazioni e i corrispondenti valori simulati. Le ultime due colonne della tabella rappresentano la deviazione standard dei valori simulati e dei corrispondenti valori misurati in ogni stazione e indicano se il modello riesce a rappresentare la dispersione della variabile attorno al valore medio. In figura 4.3 e in tabella 4.3 si riportano gli analoghi risultati ottenuti nel confronto con i dati SAMA per l'anno 2005.

Il modello, nei casi in cui il risultato si discosta dalla misura ($R^2 < 0.85$), tende nella maggior parte dei casi a sovrastimare la salinità nel periodo primavera-estate (b2, b4, b8, b9 e c5), in un caso tende a sottostimare il valore nel periodo autunno-inverno (b14) e in alcuni casi manifesta entrambe le tendenze (b16, c3 e c6). Solo nel caso della stazione b7 si ha una sovrastima tutto l'anno e nel caso di b10 durante la prima parte della simulazione sembra che l'input di acqua dolce nell'area non sia adeguato. Da un punto di vista temporale il modello, utilizzando portate giornaliere, è in grado di riprodurre le principali variazioni di salinità nelle stazioni considerate, anche se in alcuni casi (st. 7, 2 e 1) la

variabilità simulata è ancora carente rispetto a quella misurata.

Il coefficiente di determinazione della simulazione 2003, intesa come media delle stazioni, risulta pari a 0.81 , mentre per il 2005 risulta pari a 0.39. Va sottolineato come l'apparente migliore valore trovato per il 2003 rispetto al 2005 è legato alla diversa numerosità del campione su cui vengono calcolate le statistiche, che a sua volta dipende dalla diversa frequenza del campionamento delle misure disponibili nei due anni. Infatti mentre il database di riferimento MELa ha frequenza di campionamento mensile per un totale di dodici valori l'anno per stazione, il database SAMA ha frequenza di campionamento di mezz'ora per un totale di 1460 valori l'anno per stazione.

| stazione | R^2 | ER % | σ_{mis} | σ_{mod} | $R^2_{Q_{\text{month}}}$ | stazione | R^2 | ER % | σ_{mis} | σ_{mod} | $R^2_{Q_{\text{month}}}$ |
|-------------------------|-------|-------|-----------------------|-----------------------|--------------------------|------------|-------|-------|-----------------------|-----------------------|--------------------------|
| b1 | 0.90 | 11.76 | 6.70 | 5.84 | <i>0.32</i> | b15 | 0.87 | 2.50 | 2.75 | 2.86 | <i>0.36</i> |
| b2 | 0.45 | 8.80 | 4.32 | 4.23 | <i>0.18</i> | b16 | 0.68 | 10.03 | 4.71 | 3.41 | <i>0.66</i> |
| b3 | 0.86 | 2.41 | 2.97 | 2.77 | <i>0.34</i> | b17 | 0.93 | 3.66 | 2.95 | 4.01 | <i>0.62</i> |
| b4 | 0.77 | 5.46 | 3.34 | 3.46 | <i>0.26</i> | b18 | 0.93 | 1.41 | 2.21 | 2.10 | <i>0.81</i> |
| b5 | 0.86 | 3.83 | 3.58 | 3.34 | <i>0.49</i> | b19 | 0.80 | 2.04 | 2.45 | 1.70 | <i>0.78</i> |
| b6 | 0.86 | 3.94 | 3.41 | 2.92 | <i>0.32</i> | b20 | 0.87 | 7.50 | 3.70 | 4.35 | <i>0.31</i> |
| b7 | 0.80 | 5.47 | 3.58 | 3.33 | <i>0.22</i> | c1 | 0.92 | 3.49 | 3.21 | 2.09 | <i>0.38</i> |
| b8 | 0.55 | 6.60 | 3.20 | 2.07 | <i>0.09</i> | c2 | 0.91 | 7.27 | 5.26 | 4.74 | <i>0.50</i> |
| b9 | 0.84 | 4.98 | 2.57 | 1.65 | <i>0.23</i> | c3 | 0.82 | 4.35 | 3.08 | 1.97 | <i>0.28</i> |
| b10 | 0.39 | 11.69 | 4.82 | 5.01 | <i>0.18</i> | c4 | 0.95 | 1.17 | 1.72 | 1.55 | <i>0.94</i> |
| b11 | 0.88 | 1.94 | 2.10 | 2.06 | <i>0.51</i> | c5 | 0.80 | 2.87 | 2.54 | 1.96 | <i>0.07</i> |
| b12 | 0.96 | 1.02 | 1.94 | 1.73 | <i>0.77</i> | c6 | 0.66 | 4.78 | 2.64 | 1.86 | <i>0.40</i> |
| b13 | 0.85 | 1.51 | 1.68 | 1.80 | <i>0.85</i> | c7 | 0.98 | 1.75 | 1.76 | 1.53 | <i>0.96</i> |
| b14 | 0.72 | 2.31 | 1.78 | 1.85 | <i>0.20</i> | c8 | 0.91 | 2.36 | 3.03 | 2.94 | <i>0.86</i> |
| Media sulla simulazione | | | | | | | 0.81 | 4.53 | 3.14 | 2.82 | 0.46 |

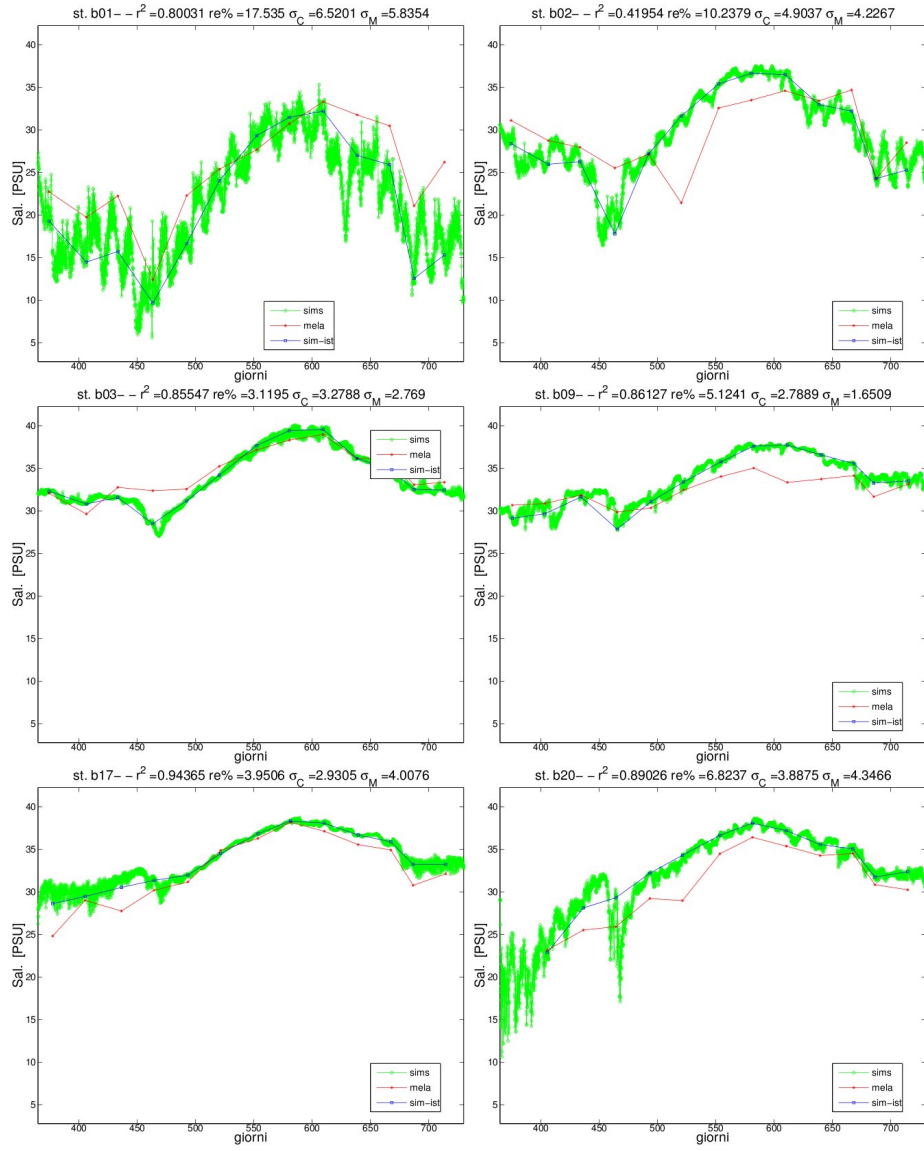


Figura 4.2: Confronto tra serie temporali di salinità misurate e modellate nel 2003. Stazioni b1, b2, b3, b9, b17 e b20.

| | R^2 | ER % | σ_{mod} | σ_{mis} |
|--------------|-------|-------|----------------|----------------|
| 1 | 0.38 | 5.76 | 2.60 | 2.09 |
| 2 | 0.42 | 6.84 | 2.36 | 3.17 |
| 3 | 0.47 | 2.84 | 1.60 | 1.50 |
| 4 | 0.40 | 4.59 | 1.77 | 2.23 |
| 5 | 0.09 | 9.69 | 3.44 | 3.33 |
| 6 | 0.42 | 3.67 | 1.91 | 1.28 |
| 7 | 0.31 | 26.56 | 4.43 | 5.65 |
| 8 | 0.67 | 2.33 | 1.14 | 1.17 |
| Media | 0.39 | 7.79 | 2.41 | 2.55 |

Tabella 4.3: Simulazione anno 2005 Statistiche. Bontà di adattamento ed errore relativo percentuale tra salinità misurata e simulata per tutte le stazioni. Deviazione standard annuale delle misure e dei valori da modello in ogni stazione.

4.2.2 La zonazione della laguna di Venezia

Per ciascuna simulazione sono state calcolate le mappe di salinità media annuale, ed è stata calcolata la relativa deviazione standard, (cfr. Fig. 4.4) allo scopo di riassumere la variabilità temporale del parametro attorno al valore medio su tutto il dominio. La mappa di salinità media annuale evidenzia un gradiente trasversale in laguna che rispecchia i processi di mescolamento tra acque dolci e marine. La mappa della deviazione standard evidenzia un gradiente che si svolge in due direzioni in senso crescente: da mare verso terra e dalle zone di foce fluviale verso mare. Il massimo di deviazione standard si colloca approssimativamente nella fascia centrale della laguna. Il gradiente in direzione mare-terra è meno intenso di quello in direzione terra-mare, che invece si verifica in uno spazio molto ristretto. Quest'ultimo infatti è caratterizzato dalla minore entità delle portate ed è influenzato anche dalla presenza di strutture morfologiche barenicole e velmose. La mappa del tempo di residenza evidenzia un gradiente trasversale crescente da mare verso terraferma con delle simmetrie radiali a partire dalle bocche.

La differenza tra mappa di salinità media annua delle due simulazioni indica che la variabilità interannuale da modello della salinità media in laguna non è trascurabile. In particolare in Fig. 4.4, il 2003 appare avere una salinità mag-

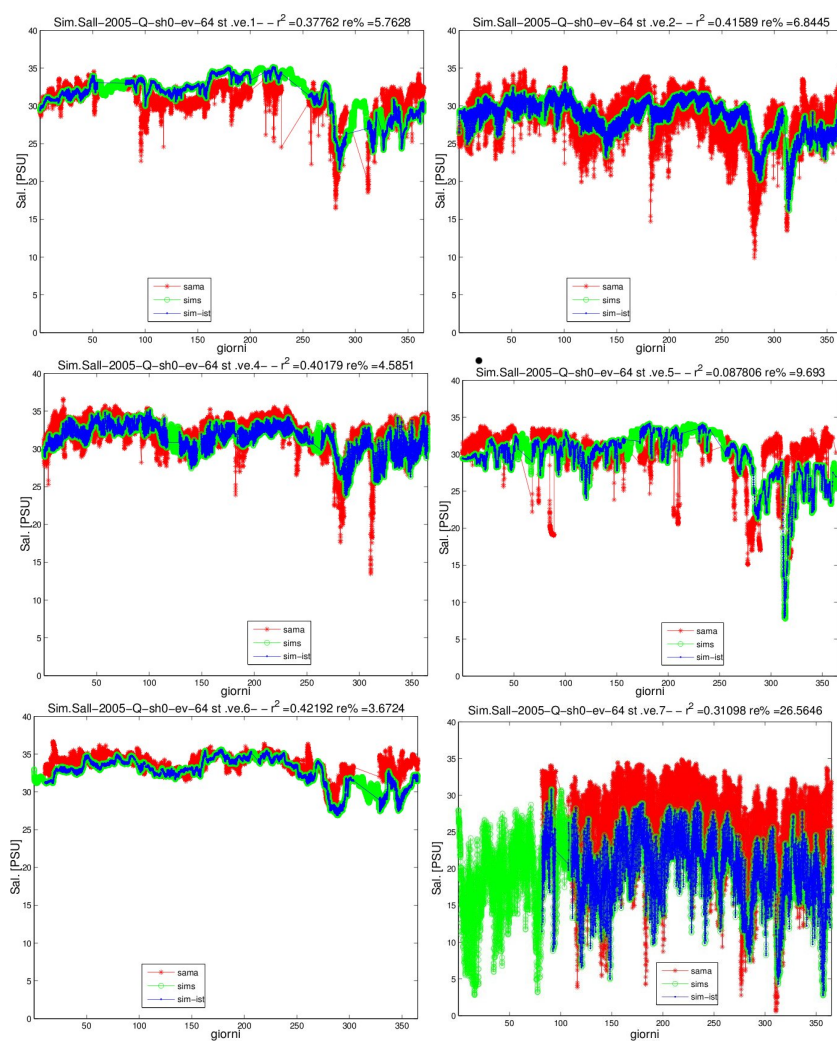


Figura 4.3: Confronto tra serie temporali di salinità misurate e modellate nel 2005. Stazioni ve1, ve2, ve4, ve5, ve6 e ve7.

giore del 2005 e ciò viene confermato, oltre che dal valore di pioggia, anche dal confronto della somma delle portate di acqua dolce immesse in laguna (Appendice Tab. B.2), che risulta maggiore per il 2005 rispetto al 2003. La variazione interannuale della deviazione standard si riscontra su quasi tutto il dominio, in particolare nella fascia di laguna più settentrionale, nella zona del Dese, e nella fascia dietro le casse di colmata, indicando che è collegata alla variazione delle portate. La variabilità interannuale della stima del tempo di residenza è risultata limitata in valore e in estensione (nel 2005 sono soggette ad aumento di circa 3-5 giorni la fascia di partiacque del bacino centrale e meridionale, la zona meridionale di Chioggia e le zone di foce, mentre la fascia settentrionale in generale manifesta diminuzione di circa 2-3 giorni).

Una prima intersezione delle mappe di salinità media annua e di deviazione standard ha prodotto il risultato riportato in Fig. 4.5 nei riquadri a sinistra (A) per l'anno 2003 (sopra) e l'anno 2005 (sotto). Il risultato ottenuto mostra una suddivisione della laguna essenzialmente in fasce longitudinali in cui si inseriscono le zone di foce dei tributari. Le classi possibili sono 12 e corrispondono alla combinazioni delle 4 classi di salinità con le 3 classi di deviazione standard. Le classi effettive che rappresentano la maggior parte della laguna sono 4 in entrambi gli anni. Nel 2003 queste classi sono: eualina stabile, media e instabile (cl. 14, 24, 34) e polialina mediamente stabile (cl. 33). Nel 2005 sono eualina stabile e media (cl. 14, 24) e polialina media e instabile (cl. 23, 33). Passando dal 2003 al 2005 i principali cambiamenti sono la comparsa di una nuova classe (classe 23, ovvero classe salinità 18-30 PSU e dev.std 2-4, corrispondente a una classe polialina con media stabilità) che sostituisce la classe precedente (classe 34, salinità superiore a 30 PSU e dev.std superiore a 4, corrispondente a classe eualina instabile) e sottrae importanza alla classe 24 (salinità superiore a 30 PSU e dev.std 2-4, corrispondente a classe eualina con stabilità media). Inoltre si ha una maggiore estensione della classe 14 (salinità superiore a 30 PSU e dev.std 0-2 corrispondente classe eualina stabile). Questo comportamento si lega al maggiore apporto annuo di acque dolci nel 2005 che fa slittare verso valori inferiori una classe di salinità. La deviazione standard dal 2003 al 2005 sembra comportarsi in controtendenza rispetto ad un aumento dei flussi di acqua dolce, perché al crescere di quest'ultimi nel 2005 pare aumentare la stabilità. Questo

comportamento si presta a future indagini.

La zonazione prodotta con salinità media annua e tempo di residenza per gli anni 2003 e 2005 è visibile in figura 4.5 (B), nei riquadri al centro. Le classi possibili sono 20 considerando anche le sottosuddivisioni per le classi di tempo di residenza ristretto e confinato. Nel 2003 le classi che coprono la maggior parte della superficie lagunare sono le 5 classi eualine con ogni tempo di residenza (cl. 14, 24, 34, 44, 54) seguite con minore rilievo da 3 classi polialine ristrette o confinate (cl. 33, 43, 53). Nel 2005 le classi più rappresentate sono le classi eualine ristrette o confinate (cl. 24, 34, 44) e le classi polialine ristrette o confinate (cl. 33, 43, 53) seguite con minore rilievo dalla classe eualina aperta, eualina confinata e mesoalina ristretta (cl. 14, 44 e cl. 32).

Rispetto al risultato precedente le bocche di Lido e Malamocco che prima apparivano unite in un'unica classe appaiono separate e si distingue un'area corrispondente alla zona industriale e alcune aree distinte nell'estremità settentrionale della laguna. Anche in questo caso il confronto tra l'intersezione ottenuta nel 2003 e quella del 2005 indica che la variabilità interannuale dei parametri non consente una definizione univoca. In particolare nel 2005 rispetto al 2003 assumono diversa importanza le classi 53, 52 e 32 che corrispondono, le prime due rispettivamente a tempo di residenza > 20 ovvero confinato, e salinità poli-mesoalina; l'ultima corrisponde a tempo di residenza 10-15 giorni, ovvero ristretto, con salinità mesoalina. Queste classi si sviluppano assieme alle classi 33 e 43 (salinità polialina e tempo di residenza ristretto-confinato) a scapito dell'estensione delle classi 14, 54 e 44 (corrispondenti a salinità eualine e tempo di residenza rispettivamente aperto e confinato). La zonazione prodotta permette suddividere la laguna in una fascia longitudinale di aree eualine marine (superiori a 30 PSU) il cui gradiente trasversale segue un tempo di residenza crescente allontanandosi dalle bocche, e in un'altra fascia polialina il cui gradiente trasversale segue un tempo di residenza crescente allontanandosi dalle foci. Infine, anche se visibili solo a scala ridotta, si distinguono le aree di foce oligo-mesoaline.

Da ultimo si è effettuata la delimitazione delle aree considerando l'intersezione delle mappe di deviazione standard annua e tempo di residenza medio. Le classi possibili in questo caso sono 15. Nel 2003 le classi più rappresentate

sono 8 e corrispondono ad aperto stabile (cl. 11), ristretto e confinato mediamente stabile e instabile (cl. 22, 23, 24, 25 e cl. 33, 34, 35) a cui si aggiungono con minore importanza le classi 12 e 21 (ristretto stabile e aperto mediamente stabile). Nel 2005 le classi più rappresentate sono 6 e corrispondono a ristretto stabile (cl. 12, 13) ristretto o confinato mediamente stabile (cl. 23, 24, 25) e ristretto instabile (cl. 33) seguite con minore importanza da classi confinate stabili (cl. 14 e 15) e aperte stabili (cl. 11). Il risultato per i due anni 2003 e 2005 è illustrato nei riquadri a destra di figura 4.5 (C). Anche se le classi si distribuiscono con un'importanza ripartita in modo più omogeneo, le aree individuate sono simili a quelle del caso precedente.

L'intersezione è stata calcolata per entrambi gli anni anche considerando insieme le classi di tutte le variabili. Il risultato ottenuto è un affinamento dei risultati precedenti che porta però ad un'eccessiva frammentazione delle aree. Si ritiene pertanto sufficiente ai fini della WFD per l'intera laguna il dettaglio nelle aree ottenuto utilizzando la salinità media annua (o sua deviazione standard) e il tempo di residenza.

Dall'analisi delle mappe la variazione interannuale della suddivisione in aree è molto evidente nel caso di classificazione usando tempo di residenza e salinità media annua. La variazione è più contenuta nel caso di classificazione sulla base di deviazione standard e salinità media oppure deviazione standard e tempo di residenza. Sulla base di queste 4 mappe si sono individuate, secondo un criterio semi-automatico di estensione delle aree, 8 tipologie che descrivono la maggior parte della laguna. Ciascuna di esse è descritta in tabella 4.4 in cui si riportano i valori assunti per ogni variabile. Di queste tipologie 5 sono comuni a entrambi gli anni (in grassetto in tabella) mentre le 3 restanti sono state individuate in riferimento all'anno 2005 che risulta essere un anno meno anomalo del 2003 rispetto a valori meteoroclimatici assunti generalmente in questa zona. Le tipologie definite, unite alla conoscenza delle zone soggette a impatti e pressioni antropiche, hanno permesso di identificare 14 corpi idrici, le cui sigle sono riportate nell'ultima colonna di Tab. 4.4. I valori assunti delle classi di ciascuna variabile per ogni corpo idrico nell'anno 2003 e nell'anno 2005 sono riportati in tabella 4.5. Da questa tabella si vede come nella suddivisione la definizione in base al tempo di residenza è comune ai due anni. Dal confronto tra la de-

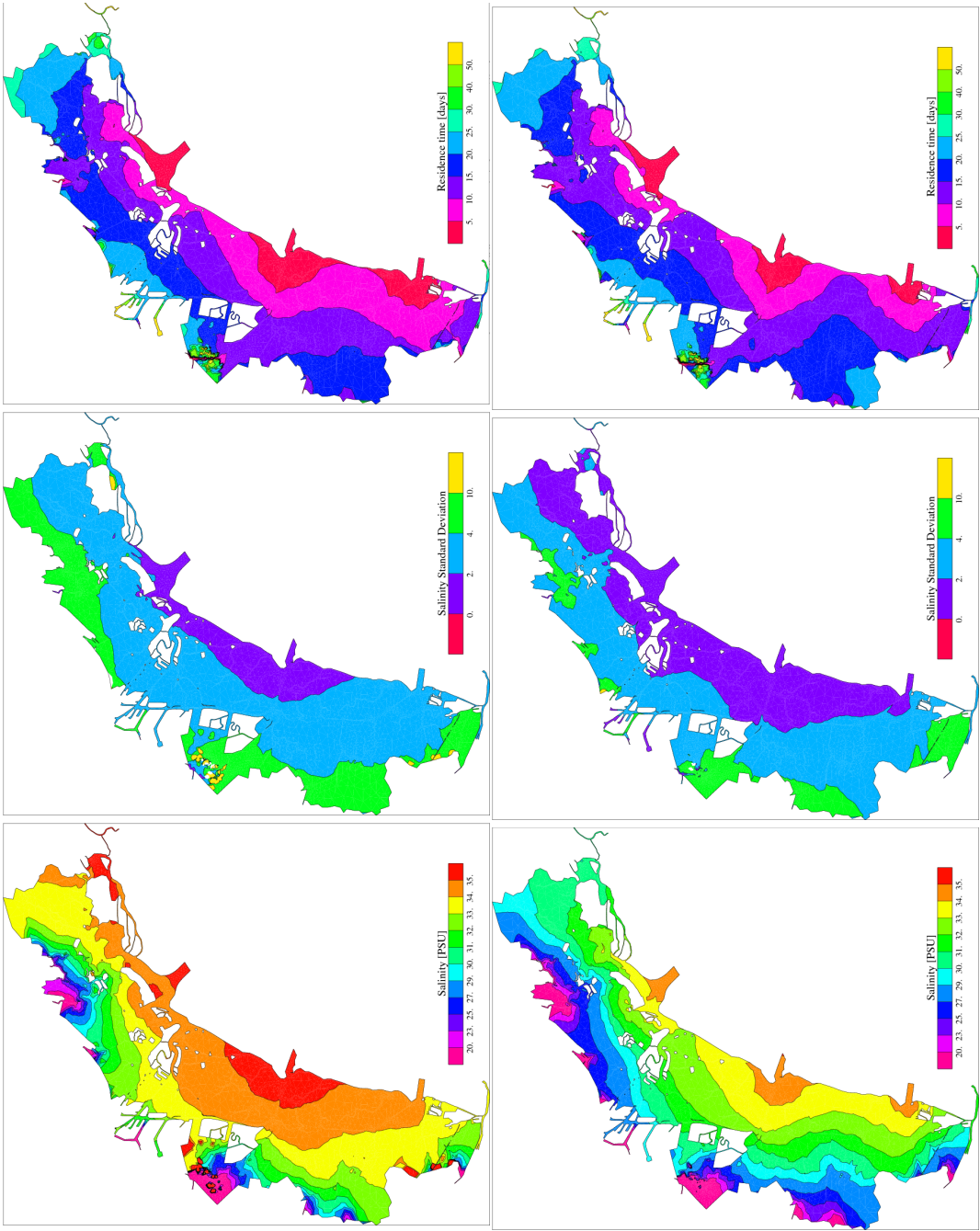


Figura 4.4: Mappe medie annue della salinit , deviazione standard e tempo di residenza nel 2003 in alto e nel 2005 in basso.

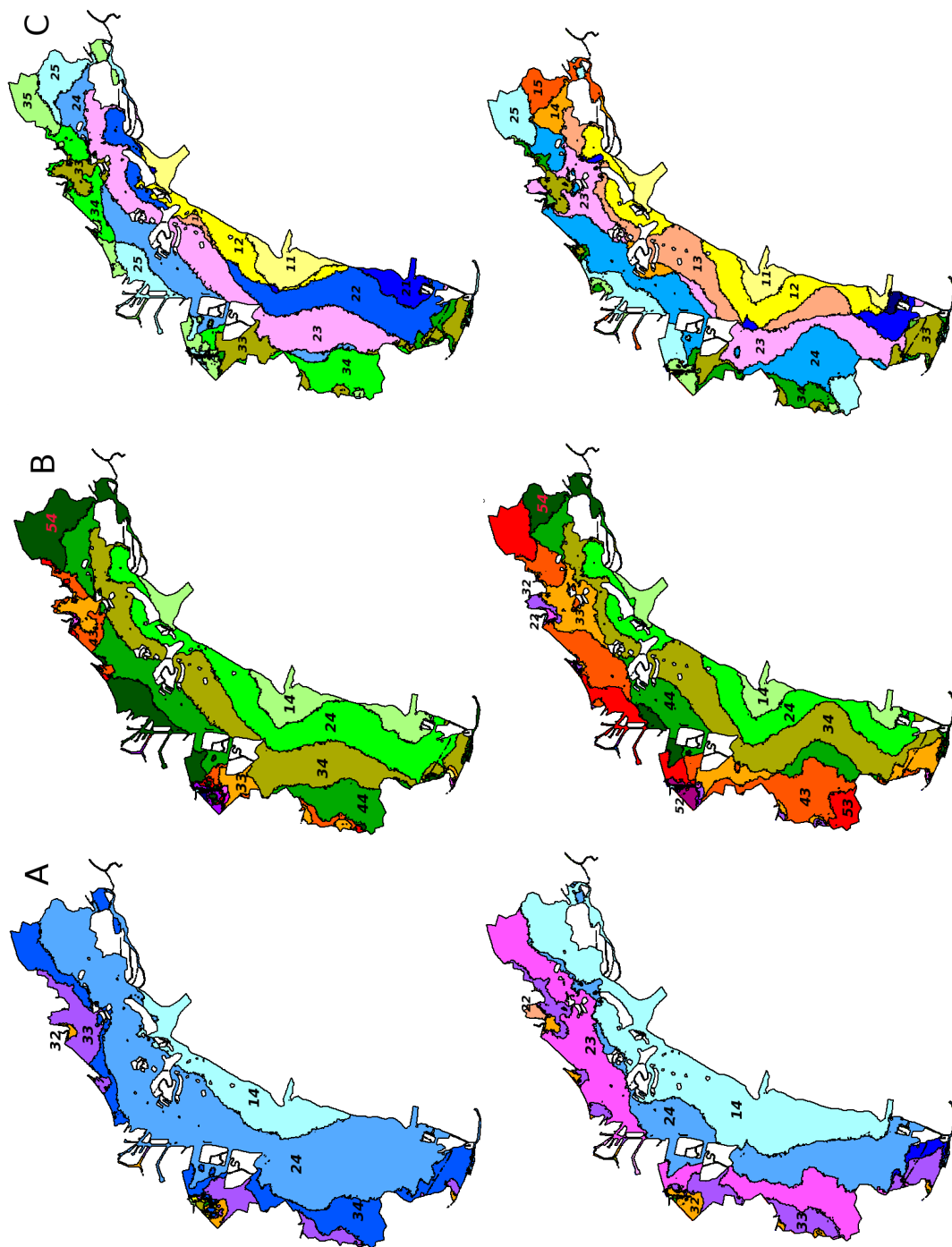


Figura 4.5: Mappe di intersezione delle variabili considerate relative al 2003 in alto e al 2005 in basso. Da sinistra verso destra le combinazioni di salinità media-deviazione standard (A), salinità media-tempo di residenza (B) e tempo di residenza-deviazione standard (C).

scrizione dei corpi idrici in Tab. 4.5 e la loro localizzazione in figura 4.6 appare come la definizione della classe di salinità cambia da un anno all'altro limitatamente alle aree collocate lungo il confine con la terraferma, quindi legate agli apporti fluviali. La definizione della classe di stabilità invece è soggetta a modifiche distribuite in modo meno spazialmente definito. La salinità media nel 2003 ha perlopiù definizione eualina con rari casi polialini, nel 2005 diventa eualina e polialina con rari casi mesoalini. La classe di stabilità nel 2003 ha pari casi di stabilità media e instabile mentre nel 2005 ha pari casi di stabilità e media stabilità, ovvero si sposta di una classe verso valori più stabili. In figura 4.6 sono disegnati schematicamente i corpi idrici individuati. In particolare sono state identificate due aree di bocca (c11, c12) che si descrivono come tipologie aperte eualine e che sono assimilabili tra loro, mentre Chioggia (c10) si distingue per una minore stabilità.

Le zone c1 e c2 (Cavallino e fascia nord lato mare) sono descritte come zone confinate eualine con carattere stabile, questa valutazione trova conferma rispetto al carattere marino nelle peculiarità delle comunità bentoniche ivi constatate, mentre non si mantiene lo stesso riscontro rispetto al confinamento, infatti le comunità bentoniche a dispetto del tempo di residenza calcolato dai modelli indicano un ricambio molto maggiore (Tagliapietra, comunicazione personale). La zona c14 riveste un ruolo di connessione tra le aree precedenti e la bocca di Lido e si caratterizza per una tipologia ristretta, eualina e stabile.

Le aree c3, c5, c6 e c8 (rispettivamente: fascia nord lato gronda, aeroporto, zona industriale e retro barene sud) sono descritte come aree confinate polialine e mediamente stabili. Tra queste le aree c5 e c6 (aeroporto e zona industriale) vengono considerate a sè stanti: la prima perché soggetta a forte instabilità, legata sia agli apporti fluviali che al trasporto prodotto dai diversi regimi idrodinamici della laguna; e la seconda in quanto sede confinata del polo industriale e quindi fortemente modificata. La zona c4 e c7 (sistema idraulico-barenicolo del Dese-Silone e del retro casse di colmata) sono descritte come zone ristrette mediamente stabili e polialine. Sono inoltre zone di mescolamento con caratteristiche anche mesoaline su scala più ridotta. Le zone polialine con un grado di confinamento limitato sono le zone c9 (Sottomarina) e la fascia longitudinale centrale della laguna. La zona c9 (Sottomarina) risulta ristretta, polialina e

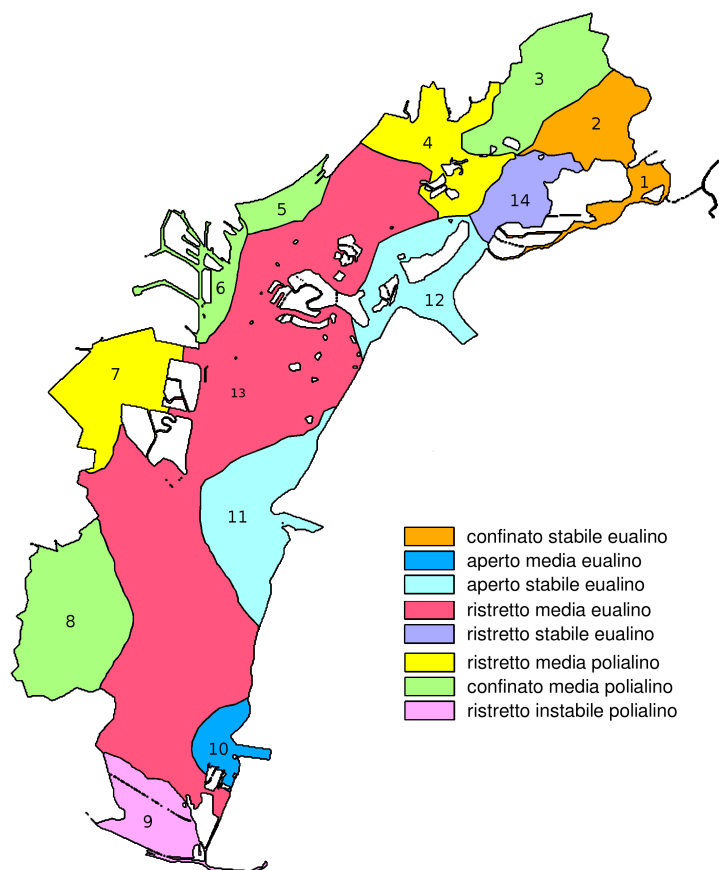


Figura 4.6: Schematizzazione dei corpi idrici.

instabile in quanto direttamente soggetta ad apporti di acqua dolce. Sulla base delle variabili esaminate e della metodologia seguita nella fascia longitudinale centrale non si distinguono delle caratteristiche che permettano di suddividerla in sottoaree e quindi questa costituisce un'unica area (c13) ristretta eualina a media stabilità.

4.3 Conclusioni

Il modello riproduce l'evoluzione spazio-temporale della salinità in laguna con un buon accordo rispetto ai dati sperimentali. Il fattore che maggiormente condiziona la risposta del modello è la disponibilità di valori di portata di ciascun

| tipologia | tempo di residenza | stabilità | salinità | corpi idrici |
|-----------|--------------------|-----------|-----------|----------------|
| T1 | Aperto | Stabile | Eualino | c11, c12 |
| T2 | Aperto | Media | Eualino | c10 |
| T3 | Ristretto | Media | Eualino | c13 |
| T4 | Ristretto | Instabile | Polialino | c9 |
| T5 | Ristretto | Media | Polialino | c4, c7 |
| T6 | Ristretto | Stabile | Eualino | c14 |
| T7 | Confinato | Stabile | Eualino | c1,c2 |
| T8 | Confinato | Media | Polialino | c3, c5, c6, c8 |

Tabella 4.4: Individuazione delle tipologie e corrispondenza con i corpi idrici.

tributario relativi all'anno in esame con frequenza elevata.

La salinità in laguna presenta un gradiente spaziale trasversale che si muove su un fronte approssimativamente longitudinale e che segue il gradiente prodotto dal mescolamento tra acque marine e acque dolci. La deviazione standard della salinità presenta un gradiente trasversale con una doppia direzione, in cui i valori maggiori si hanno nella fascia centrale della laguna. La deviazione standard è molto ben correlata alla salinità stessa, rispetto a cui mantiene una relazione diretta in caso delle acque dolci e inversa nel caso delle acque salate.

La variazione interannuale della salinità media annua in laguna risulta non trascurabile, soprattutto per quanto riguarda l'ampiezza della fascia di mescolamento, in relazione alle caratteristiche meteorologiche dell'annata. Questo solleva diverse problematiche circa la definizione di tipologie e la loro suddivisione in corpi idrici. Infatti se quest'ultimi sono l'unità base per la gestione, il monitoraggio e il raggiungimento degli obiettivi di qualità, non è possibile definirli sulla base di tipologie i cui confini sono annualmente variabili. D'altra parte definendo una tipologia intrinsecamente caratterizzata da un'elevata variabilità del parametro, questo non risolve il problema dei confini e quindi dello stato di riferimento. La direttiva fornisce indicazioni circa la variabilità di parametri di qualità biologica fino a prevedere l'esclusione di un parametro in quei casi in cui la variabilità naturale sia troppo elevata (European Commission (2003b), sez. 4.7), ma non dirime con precisione il caso di variabilità natu-

| C.I. | classi 2003 | | | C.I. | classi 2005 | | | C.I. | classi finale | | | Toponomastica |
|------|-------------|-----------|-------------|------|-------------|-------------|-------------|------|---------------|-----------|-----------|---------------|
| | tempo | residenza | stabilità | | salinità | media | tempo | | residenza | stabilità | salinità | |
| c1 | Confinato | Instabile | Eualino | c1 | Confinato | Stabile | Eualino | c1 | Confinato | Stabile | Eualino | Cavallino |
| c2 | Confinato | Media | Eualino | 2 | Confinato | Stabile | Eualino | c2 | Confinato | Stabile | Eualino | Fascia Nord |
| c3 | Confinato | Instabile | Eualino | 3 | Confinato | Media | Polialino | 3 | Confinato | Media | Polialino | Fascia Sud |
| c4 | Ristretto | Media | Polialino | c4 | Ristretto | Media | Polialino | c4 | Ristretto | Media | Polialino | Dese |
| c5 | Confinato | Instabile | Eualino | c5 | Confinato | Media | Polialino | c5 | Confinato | Media | Polialino | Aereoporto |
| c6 | Confinato | Media | Eualino | c6 | Confinato | Media | Polialino | c6 | Confinato | Media | Polialino | Z.Industriale |
| c7 | C/Ristretto | Instabile | E/Polialino | c7 | C/Ristretto | M/Instabile | P/Mesoalino | c7 | Ristretto | Media | Polialino | Cs.Colmata |
| c8 | Confinato | Instabile | Eualino | c8 | Confinato | Media | Polialino | c8 | Confinato | Media | Polialino | Retrobarene |
| c9 | Ristretto | Instabile | Eualino | c9 | Ristretto | Instabile | Polialino | c9 | Ristretto | Instabile | Polialino | Sottomarina |
| c10 | Aperto | Media | Eualino | c10 | Aperto | Media | Eualino | c10 | Aperto | Media | Eualino | Chiggia |
| c11 | Aperto | Stabile | Eualino | c11 | Aperto | Stabile | Eualino | c11 | Aperto | Stabile | Eualino | Malamocco |
| c12 | Aperto | Stabile | Eualino | c12 | Aperto | Stabile | Eualino | c12 | Aperto | Stabile | Eualino | Lido |
| c13 | Ristretto | Media | Eualino | c13 | Ristretto | Media | Eualino | c13 | Ristretto | Media | Eualino | Laguna |
| c14 | Ristretto | Media | Eualino | c14 | Ristretto | Stabile | Eualino | c14 | Ristretto | Stabile | Eualino | Treporti |

Tabella 4.5: Corpi idrici e tipologie nel 2003 (primo blocco a sinistra) e nel 2005 (blocco al centro). In grassetto le tipologie che si mantengono nei due anni. L'ultimo blocco a destra riporta la descrizione finale adottata in questo lavoro con la toponomastica assegnata ai singoli corpi idrici.

rale all'interno delle tipologie di qualità, non è possibile definirli sulla base di tipologie i cui confini sono annualmente variabili. D'altra parte definendo una tipologia intrinsecamente caratterizzata da un'elevata variabilità del parametro, questo non risolve il problema dei confini e quindi dello stato di riferimento. La direttiva fornisce indicazioni circa la variabilità di parametri di qualità biologica fino a prevedere l'esclusione di un parametro in quei casi in cui la variabilità naturale sia troppo elevata (European Commission (2003b), sez. 4.7), ma non dirime con precisione il caso di variabilità naturale all'interno delle tipologie.

La zonazione prodotta considerando salinità media annua e deviazione standard della stessa conferma la laguna come polialina e ripartita in tre fasce longitudinale e in diverse zone di foce. La zonazione prodotta considerando tempo di residenza medio annuo e salinità media annua o la sua deviazione standard individua diverse aree caratterizzate da un gradiente longitudinale di tempo di residenza e un gradiente trasversale di mescolamento. La zonazione prodotta da tutte le variabili appare troppo frammentaria da un punto di vista spaziale. Preso atto che la classificazione varia notevolmente di anno in anno, questo porta all'avviso di utilizzare in futuro o medie su una lunga serie temporale o risultati relativi alla simulazione di un anno tipo. D'altra parte la messa a punto di un modello di salinità della laguna di Venezia può intervenire nel caso di danni alle centraline di misura oppure può essere utilizzato per effettuare delle valutazioni in caso si abbia necessità di stimare l'effetto di un anno anomalo sulla zonazione.

La classificazione finale prodotta ha portato all'identificazione 8 tipologie e alla suddivisione della laguna in 14 corpi idrici. Di ciascuna tipologia si riportano i caratteri di tutte e tre le variabili perché forniscono un'informazione comunque ecologicamente rilevante. Sommariamente si può individuare un'area settentrionale separata dal resto della laguna dalla fascia di barene che va dalla foce del Dese fino all'isola di S. Erasmo che ha delle caratteristiche peculiari. Si individuano inoltre delle aree lungo la gronda che sono specifiche in base al regime di input ricevuto dal bacino scolante e che restano definite in base al loro diverso grado di confinamento, tra queste le aree c5 e c6 sono ascrivibili alla tipologia "fortemente modificata". Infine, oltre alle tre aree influenzate direttamente dalle bocche, si individua una grande fascia centrale della laguna.

Questa fascia, limitatamente alle variabili esaminate in questo lavoro, può essere considerata omogenea e costituisce il corpo vivo e indipendente della laguna in cui si ha un netto mescolamento di acque dolci e marine e la cui estensione può variare notevolmente in funzione del regime degli afflussi in laguna.

Capitolo 5

Golfo di Cagliari: la fascia costiera

Il mare rappresenta una delle principali risorse della Sardegna sul piano economico e ambientale, essendo via di comunicazione e commercio, fonte di risorse biologiche, area di sviluppo della biodiversità e meta del turismo. La tutela delle aree costiere sarde è fondamentale per la difesa del patrimonio ambientale e lo sviluppo economico della zona si scontra con il principale problema della regione, ovvero la scarsità di precipitazioni e la mancanza di bacini di raccolta naturali.

Le fonti di inquinamento costiero sono costituite da sorgenti puntuali, quali scarichi fognari domestici e industriali, caratterizzati da quantità crescenti di reflui, conseguenti allo sviluppo dell'area e all'incremento del turismo. A questi si affiancano i prelievi di risorsa idrica, leciti e non, che conducono alla riduzione, anche rilevante, della portata dei corpi recettori con conseguente diminuzione della capacità di diluizione e della capacità autodepurativa. Inoltre l'interconnessione artificiale tra bacini di raccolta per trasferire la risorsa da un bacino all'altro in caso di bisogno, può condurre allo stato di sofferenza uno o entrambi i corpi idrici coinvolti (Servizio Tutela delle Acque, Servizio Idrico Integrato, 2002a).

Un ciclo virtuoso in questa economia potrebbe essere rappresentato dal riutilizzo a scopo agricolo dei reflui trattati secondo quanto previsto dalla normativa

(DM 185, 2003; Dlgs 152, 1999), al fine di contribuire alla riduzione del prelievo della risorsa. Le ricadute positive di tale comportamento sono la disponibilità di risorsa fresca per usi nobili, l'assenza di scarichi o la migliore qualità degli stessi e l'aumento delle superfici irrigate. Per contro si avrebbero possibili problemi di contaminazione e accumulo anche solo accidentali nei suoli di inquinanti e batteri. A questo proposito è stato utilizzato (Servizio Tutela delle Acque, Servizio Idrico Integrato, 2002; Cau and Paniconi, 2007) un modello ecologico di qualità fluviale, QUAL2E, adottato dall'EPA, per modellare lo stato dell'ossigeno e del BOD5 del Flumini Mannu ipotizzando il caso di riutilizzo dei reflui o meno. Dallo studio si è ottenuta una valutazione positiva nella riduzione dei carichi presenti nel fiume nel caso del riutilizzo, che si traduce anche in una minore quantità di carichi che insistono direttamente nelle zone umide e nella fascia costiera.

La classificazione prodotta dal progetto Si.Di.Mar (www.sidimar.com) per l'anno 2004 in Sardegna indica che le acque marino-costiere a Cagliari sono di alta qualità, ovvero incontaminate, con una percentuale del 40 %. Con la stessa percentuale sono rappresentate le acque di media qualità, ovvero con diverso grado di eutrofizzazione ma ecologicamente ancora integre. Infine le acque di bassa qualità, ovvero eutrofizzate con evidenti alterazioni ambientali anche di origine antropica, corrispondono al restante 20%. A Capo Carbonara (Golfo di Cagliari) le acque marino costiere risultano di alta qualità per l'80 % e di media qualità per il restante 20 %. Le percentuali sono calcolate su i giudizi formulati per le stazioni ricadenti in ciascuna località (rete di 32 stazioni) in cui le analisi sono effettuate ogni 15 giorni (Servizio Tutela delle Acque, Servizio Idrico Integrato, 2002a).

La gestione dell'area costiera cagliaritana deve tenere conto di una realtà complessa in cui si intrecciano attività industriali, urbane, agricole e turistiche che vanno a incidere in modo diverso sulle risorse ambientali. (cfr. sez. 1.2 di questo elaborato). Tra i lavori modellistici precedente condotti in quest'area vi sono lo studio della circolazione di un tratto del porto industriale di Cagliari, e del golfo antistante, (Atzeni et al., 1997) che non è stato possibile consultare, e lo studio della laguna di S. Gilla (Atzeni et al., 1998) in cui viene utilizzato un modello numerico non solo per caratterizzare le scale naturali del trasporto nella la-

guna, ma anche per valutare l'effetto di opere ingegneristiche sulla distribuzione della salinità e quindi sulla possibilità di piscicoltura.

Il presente lavoro ha lo scopo di realizzare un primo passo verso la messa a punto di un sistema di gestione della costa che integri per mezzo di un modello numerico i dati acquisiti nel corso dei monitoraggi effettuati in recepimento alla normativa e i diversi processi ambientali costieri. La realizzazione di questo progetto infatti, a fronte di un intenso investimento iniziale, offre la possibilità di indagare il comportamento naturale del golfo e di valutare l'effetto sulla costa delle diverse opzioni di gestione degli scarichi puntuali che in esso si riversano. Il lavoro comporta una vasta raccolta dati necessaria alla messa a punto e alla calibrazione dei moduli del modello. Per questo tipo di modellizzazione è necessario infatti simulare sia la circolazione delle acque, sia l'evoluzione dei campi di temperatura e salinità a cui segue la qualità delle acque. Per quest'ultima sono fondamentali per la calibrazione del modello i dati relativi non solo alle variabili ecologiche del golfo, ma anche quelli relativi a tutti i tributari e gli scarichi che vi si immettono. I dati utilizzati sono stati forniti da Sartec, che ha calcolato anche i valori di input utilizzati negli scenari. Le elaborazioni dati e il lavoro modellistico sono stati condotti in collaborazione con l'istituto IAMC-CNR sezione di Oristano.

5.1 Metodo d'indagine

5.1.1 La griglia numerica

Per la costruzione della griglia di calcolo sono state acquisite la linea di costa dalle carte tecniche regionali con il dettaglio sufficiente a rappresentare anche le strutture portuali della città di Cagliari. Dalle stesse carte sono stati ottenuti i dati batimetrici costituiti sia dai punti di rilevamento per la costruzione della carta tecnica, sia dai punti interpolati delle isobate. La risoluzione del dato ha permesso di ricostruire la geomorfologia delle aree più esterne al golfo. Le batimetrie poi inserite nella griglia sono costituite dall'interpolazione di tutti i dati disponibili con il metodo del kriging ottenendo una matrice regolare di dati batimetrici con risoluzione di circa 30 m. Nella griglia è stata inserita l'area libera (non canneto né canalizzata) dello stagno di S. Gilla, anche se non è di-

rettamente pertinente allo studio, per la sua influenza sulle zone antistanti dal punto di vista idrodinamico e di qualità delle acque. Sotto l'aspetto idrodinamico infatti rappresenta un'area di espansione delle masse d'acqua marine spinte dal flusso di marea o dal regime di vento; sotto l'aspetto ecologico rappresenta una sorgente di nutrienti e materiale organico, ma anche un potenziale sito di autodepurazione. La griglia è costituita da circa 30000 elementi triangolari e 14000 nodi e ha una risoluzione variabile tra i 50 m nelle zone portuali e i 10 km nelle zone più esterne. Il dominio presenta 1 bordo aperto che corrisponde ai tre lati della griglia rispettivamente Sud, Est e Ovest. Su tale linea vengono imposte le condizioni forzanti della marea e dei flussi indotti dalla circolazione a grande scala nel canale di Sardegna forniti dal modello operativo regionale (3 km) del Mediterraneo Occidentale (www.imc-it.org).

5.1.2 Il database

Dati meteomarin

I dati meteorologici utilizzati appartengono al database misurato dalla stazione CENSH1 nell'anno 2005 e 2006. I dati di livello utilizzati sono dati ricostruiti a partire dai dati relativi alle costanti delle principali armoniche mareali dell'area in esame (M2, S2, N2, K2, K1, O1, P1 e S1) fornite dall'Istituto Idrografico della Marina. L'escursione massima sommando linearmente e in fase le ampiezze è sempre inferiore a 30 cm.

Le direzioni di vento dominanti nell'area sono dal IV quadrante (Maestrale) con intensità fino ai 18 m/s e dal II quadrante con intensità fino ai 10 m/s. In Appendice C si riportano le statistiche mensili elaborate sui dati di vento forniti per questo caso di studio.

Dati idrologici marini

I dati idrologici coprono il periodo da marzo 2005 a febbraio 2007 con una frequenza di campagne in mare mensile, nel periodo invernale, e quindicinale, nel restante arco dell'anno. Le stazioni si organizzano in 16 transetti che coprono la fascia costiera da Capo Boi a Capo Spartivento e arrivano a un massimo di 10 Km fuori-costa. In figura 5.1 è riportata la numerazione delle stazioni

e la corrispondente dicitura assegnata alle diverse stazioni effettuate. Il piano di campionamento comprende l'area antistante alla città di Cagliari, la fascia litorale del Poetto e del porto industriale che si trovano rispettivamente a est e a ovest della città: quest'area costituisce il corpo principale del dominio di monitoraggio. Sono incluse inoltre le fasce di costa orientali fino a Villasimius e occidentali fino a Capo Spartivento. I transetti sono disposti perpendicolarmente alla costa e sono composti ciascuno da un numero di stazioni che decresce spostandosi dal corpo principale del dominio di monitoraggio verso le fasce laterali. Rispetto alla batimetria le stazioni di campionamento vicino a costa tendono a seguire la batimetria dei 5-10 metri, mentre quelle più off-shore si mantengono sull'isobata dei 50 m

Per ciascuna stazione sono stati forniti i profili, misurati mediante sonda CTD, di temperatura, salinità, ossigeno disciolto e clorofilla *a*.

L'analisi preliminare dei dati ha comportato l'eliminazione di spike e errori dalle misurazioni effettuate. Inoltre, per ciascuna variabile misurata, sono stati mediati i profili verticali ottenendo, per ogni stazione un unico valore rappresentativo di tutta la colonna d'acqua. Sono state così ricostruite le serie temporali medie della colonna di ogni variabile. Tali dati costituiscono la verità a mare utilizzata come termine di confronto per l'applicazione bidimensionale del modello numerico. La campagna che presenta un maggior numero di stazioni mancanti è novembre 2005 (22 su 46).

I profili di temperatura delle sonde hanno evidenziato una caratteristica stratificazione stagionale delle temperature nella colonna d'acqua con formazione del termocline a partire da maggio-giugno fino a un massimo sviluppo ai primi di settembre. Segue poi il progressivo rimescolamento della colonna che comporta la totale omogeneità verticale della colonna d'acqua nei mesi invernali. Il processo è tanto più evidente quanto più ci si sposta nelle stazioni al largo a causa dell'aumento delle profondità. Le variazioni verticali delle variabili utilizzate non vengono considerate ai fini dello studio in quanto si prevede in questa fase l'applicazione del modello nella versione bi-dimensionale. Questo comporta che il valore ottenuto come rappresentativo della colonna d'acqua nel suo insieme, ovvero il valore ottenuto dalla media, può risultare sottostimato rispetto a un valore superficiale e sovrastimato rispetto a un valore profondo.

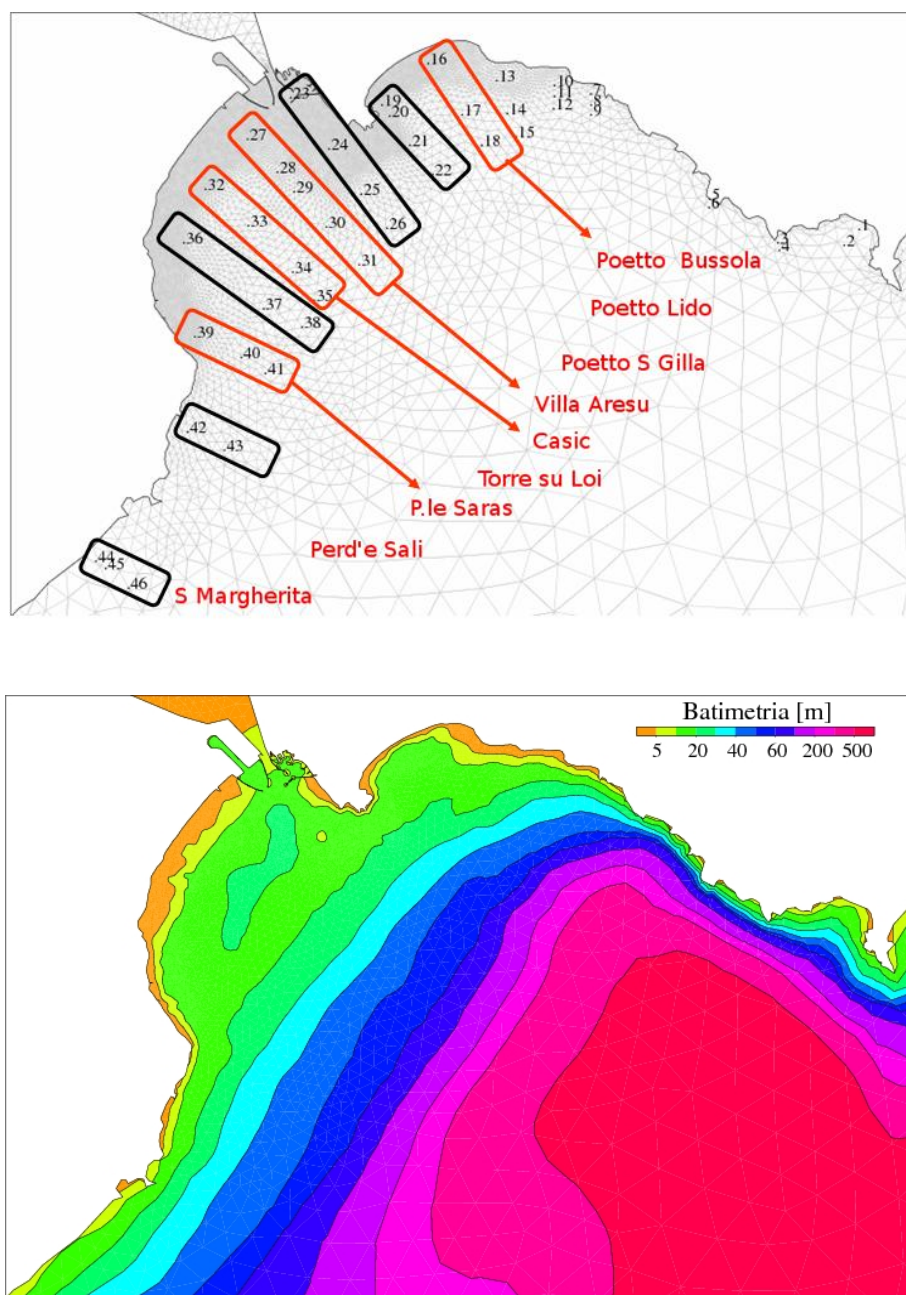


Figura 5.1: Griglia, stazioni e transetti di campionamento (in alto) e batimetria (in basso). Numerazione e nomenclatura

Per questo motivo sono stati considerati anche dati di temperatura da satellite, raccolti nell'anno 2005 quale ulteriore confronto per le simulazioni.

L'andamento delle temperature sperimentali mediate su tutta la colonna segue un gradiente decrescente da costa verso il largo lungo i transetti, con valori più elevati a costa e inferiori a largo. Mostra inoltre una maggiore variabilità nelle stazioni di costa. In particolare, per le stazioni lungocosta del golfo si evidenzia una maggiore variabilità dei valori estivi nel lato orientale soprattutto durante il primo anno di attività di campionamento. Per quanto riguarda le stazioni più off-shore non si evidenziano notevoli variazioni spaziali nella temperatura procedendo da oriente verso occidente durante il primo anno mentre, tale variabilità appare leggermente più elevata nel lato orientale durante il secondo anno.

Nell'applicazione del modulo di temperatura sono stati forniti come input al modello dati relativi a misurazioni di radiazione solare, temperatura dell'aria, umidità relativa percentuale, copertura nuvolosa, precipitazioni e direzione e intensità del vento. Le informazioni sono state ricavate dalla stazione di misura di Macchiareddu (CENSH1).

Per quanto riguarda la salinità, i profili verticali indicano un'andamento omogeneo con la profondità per ogni stagione. Le salinità sperimentali mediate su tutta la colonna seguono un andamento crescente da costa a largo con maggiore variabilità ed escursione nelle stazioni a costa. Questo comportamento è legato probabilmente ai processi di mescolamento tra acque dolci di origine continentale con acque marine. Nel lato occidentale la variabilità della salinità diminuisce procedendo dalle stazioni di costa verso quelle al largo. Nel lato orientale la variabilità si mantiene anche nelle stazioni più al largo del transetto. La differenza di comportamento dei due lati è verosimilmente legata alla diversa distanza da costa a cui arrivano le stazioni al largo, infatti le stazioni sul lato orientale appaiono meno distanti da costa, di cui sentono l'influenza, e questo può giustificare la loro maggiore variabilità. Il lato esterno occidentale del dominio di campionamento presenta quindi meno variabilità del corrispondente orientale.

I valori di ossigeno mediati mostrano un marcato andamento stagionale con valori maggiori in inverno. Le stazioni costiere risultano leggermente più ricche

di quelle off-shore, allo stesso modo l'escursione tra i valori di ossigeno misurati è maggiore in queste stazioni. Dai profili originali i valori di saturazione vengono mantenuti e superati in inverno. L'omogeneità dell'ossigeno nella colonna si inizia a perdere a partire dai primi di giugno soprattutto per le stazioni più profonde, quando la superficie diventa leggermente sottosatura mentre il fondo resta più ricco. Questo comportamento si riscontra anche nei mesi di luglio ed agosto. Si ha invece una netta separazione tra fondo sovrasaturo e superficie sottosatura per il mese di settembre per le calate di profondità superiore ai 15 m, in seguito le stazioni tornano ad omogeneizzarsi a valori di saturazione.

Dati qualità delle acque

I dati relativi alle variabili ecologiche simulate dal modello sono stati ricavati dai profili delle sonde per quanto concerne la clorofilla *a* e l'ossigeno disciolto, mentre, per quanto riguarda i nutrienti sono stati utilizzati i valori medi dei dati raccolti durante le stesse campagne alle quote di superficie, intermedia, ove disponibile, e fondo. I valori misurati forniti comprendono ammonio, nitriti, nitrati, ortofosfati, azoto e fosforo totale. Spesso i valori misurati forniti per ortofosfato e ammonio durante il primo anno sono al limite di rilevabilità.

I valori relativi alla frazione organica sono stati estrapolati per differenza, ove possibile, tra il valore totale e la somma delle frazioni inorganiche misurate.

I valori mediati di clorofilla sono stati trasformati in carbonio considerando un rapporto carbonio/clorofilla pari a 30, utilizzato in letteratura per una generica specie di fitoplancton (Jorgensen et al., 1996).

I dati sperimentali evidenziano da costa a largo una diminuzione progressiva dei valori di clorofilla *a*, coerentemente con la maggiore limitazione dei nutrienti al largo. La maggiore fioritura sembrerebbe avvenire a fine inverno inizio primavera. Questo dato è confermato dall'andamento dei profili da sonda che evidenziano la presenza di picchi di clorofilla superficiali nei periodi invernali che vanno sprofondando con il procedere dalla stagione.

I valori di biomassa più elevati si misurano nelle stazioni lungo costa per le quali non appaiono significative differenze tra lato orientale e occidentale. I valori di biomassa si abbassano verso le stazioni più off-shore dell'area di campionamento. Per tali stazioni i valori di clorofilla si mantengono relativamente

elevate nel lato orientale, per il quale le stazioni più al largo non sono comunque mai molto distanti dalla costa, mentre si riducono per le stazioni del lato occidentale fino a valori pari alla metà di quelli riscontrati nel lato orientale. In quest'ultimo caso le stazioni più al largo risultano molto distanti dalla linea di riva.

I valori mediati di ammonio e nitrato evidenziano, ove possibile, valori più elevati a costa che al largo, mentre i fosfati si mantengono al limite di rilevabilità.

L'ammonio lungo costa si mantiene costantemente su entrambi i lati orientale ed occidentale a valori limite il primo anno. Raggiunge valori più elevati nell'estate del secondo anno. Lo stesso andamento temporale si manifesta per i valori di ammonio misurati lungo le stazioni poste al largo, tuttavia con valori assoluti inferiori rispetto a quelli misurati in costa.

Il nitrato lungo costa raggiunge i valori massimi a fine inverno inizio primavera e a fine estate, con valori più variabili nel tempo lungo il lato orientale rispetto a quelli misurati nelle stazioni poste lungo il lato occidentale. Gli stessi andamenti, meno marcati, si riscontrano anche nelle stazioni al largo.

Dati relativi a scarichi diretti

I dati disponibili comprendono delle misure di portata e analisi chimico-fisiche delle acque relative a due campagne di misura in aprile 2007 e in ottobre 2007 nei principali corsi d'acqua immissari il Golfo di Cagliari.

Per Flumini Mannu e Cixerri vi sono inoltre misure di portata mensili a partire da agosto 2003 fino a giugno 2005. In entrambi i periodi di misurazioni, i dati evidenziano un elevato carattere torrentizio delle portate la cui entità dipende molto dal carattere meteorologico dell'annata e dalla posizione della stazione di misura. Nella figura 5.2 sono riportati i punti di immissione dei corsi d'acqua utilizzati come sorgenti di flussi d'acqua e concentrazioni di nutrienti nel modello. Essi corrispondono ai seguenti immissari, descritti come segue in letteratura (Servizio Tutela delle Acque, Servizio Idrico Integrato, 2002b):

- Rio Santa Lucia, proveniente dal versante nord-orientale dei Monti del Sulcis (monti di Capoterra) sfocia nello Stagno di Capoterra;
- Flumini Mannu e Rio Cixerri, raccolgono rispettivamente le acque dalle

pianure del Campidano e del Cixerri e sfociano nell'estremità settentrionale della laguna Santa Gilla. Diversi anni fa sono state costruite alcune opere ingegneristiche per regolare l'afflusso di acque dolci e i carichi di nutrienti immessi nella laguna. Di fronte allo sbocco dei due fiumi è stata costruita una soglia sfiorante e, a ovest, è stata costruita un'opera di presa con paratoie da sollevare opportunamente per far passare le acque dei due fiumi e convogliarle in un canale (canale S. Gilla Ovest) che sfocia nel porto industriale. Attualmente la soglia sfiorante ha ceduto e non esplica più la sua funzione, dunque parte delle acque dei due fiumi finisce nella laguna e una minima parte va nel canale S. Gilla Ovest (in funzione probabilmente delle maree e dei venti); le due quote non sono quantificabili anche se la parte più consistente entra probabilmente nella laguna. I due fiumi hanno portate significative (in relazione alle portate dei corsi d'acqua del Golfo di Cagliari) e un contenuto relativamente basso di nutrienti e materiale organico. Per questi immissari sono disponibili valori di portata costanti oppure delle serie temporali misurate in stazioni, poste a diversa altezza nell'asta fluviale;

- Riu Sa Nuxedda, sfocia nella parte settentrionale della laguna di S. Gilla e, nonostante il valore di portata irrisorio, convoglia una non trascurabile quantità di nutrienti e materiale organico;
- Riu Sestu in passato sfociava nella parte orientale della laguna di Santa Gilla ma attualmente è stato convogliato, mediante costruzione di una soglia, nel canale perimetrale orientale (Canale Santa Gilla Est) che sbocca nel porto commerciale di Cagliari;
- Rio Foxi, sfocia a est di Quartu in prossimità della località Sant' Andrea;
- Nel Canale S. Gilla Est confluisce il Rio Sestu e anche altri piccoli corsi d'acqua del bacino orientale della Laguna di Santa Gilla e sfocia nel Porto commerciale;
- Canale di S. Gilla Ovest sfocia nel porto industriale;
- Il canale Terramaini sfocia all'interno dei moli che delimitano il porto commerciale, ma molto più a sud e vicino al porticciolo turistico denomi-

nato Su Siccu. Il Canale Terramaini riceve lo scarico del depuratore di Is Arenas.

In tabella 5.1 sono riportati i valori di portata e delle variabili relative alla qualità delle acque adottati per ciascun immissario. Va tenuto in considerazione che la ripartizione delle misure di azoto e fosforo totale nelle diverse forme è stata condotta secondo un criterio peggiorativo, ovvero trascurando quella frazione attribuibile a composti organici in sospensione (passibili di eventuali forme di aggregazione e sedimentazione). In mancanza di informazioni specifiche relative all'uso del suolo attraversato dagli immissari, alla tipologia dei reflui e alle caratteristiche degli impianti di depurazione, si sono infatti attribuiti i valori alle sole forme inorganiche, nella misura di 50:50 per l'azoto e intera per il fosforo. Le forme organiche si sono ritenute pari al limite di rilevabilità fornito. Per il contenuto in plancton si è ipotizzato un valore nullo. Queste scelte, seppure arbitrarie risultano plausibili dato che il rapporto tra le diverse forme in ambiente costiero altamente variabile (Benitez-Nelson and Buesseler, 1999; Doval et al., 1999; Cozzi et al., 2008).

Le portate sono state mantenute costanti per tutta la durata della simulazione per Rio S. Lucia, Cixerri e Flumini Mannu, Rio Nuxedda, Rio Foxi-Poetto, S. Gilla Ovest, Rio Terramaini. Si è tenuto conto in alcuni casi dell'elevato carattere torrentizio dei corsi d'acqua pertanto la portata è stata modulata sulla base delle misure raccolte in aprile ed ottobre 2007 per il canale di S. Gilla Est. I depuratori che rientrano nel dominio e che sono stati considerati nel modello sono Villasimius, CASIC, Cannas, Porto Culumbu, Molenti, e Pula. Sono risultati sfociare fuori dal dominio di calcolo Rio Launaxi (Teulada) e Rio Luceri (Sinnai). La portata di ciascun depuratore è stata simulata come variabile (cfr. fig. 5.21), mentre il carico di nutrienti si mantiene costante. La concentrazione effettivamente immessa viene quindi modulata in base alle portate.

Per quanto riguarda la temperatura si è considerato un valore simulato sulla base dei dati a disposizione, come riportato in fig 5.3. A ciascun immissario è stata assegnata la propria serie di temperature mentre a tutti i depuratori è stata assegnata le serie relativa al rio Nuxedda, dato che si caratterizzano per basse portate e che quindi si suppone possano avere simile inerzia termica.

La salinità è stata imposta pari a zero per tutti i punti di scarico diretto. I valori di ossigeno dei depuratori sono stati modellati come prossimi ai valori di saturazione in funzione della temperatura, considerando anche il regime di basse portate e ipotizzando un'uscita a flusso turbolento.

5.1.3 Set-up del modello

Per tutte le simulazioni si è usato un timestep variabile in modo da assicurare costantemente la stabilità numerica della simulazione. Il tempo di spin-up è di 5 giorni per consentire al modello di raggiungere a parità di forzante uno stato stazionario e per assicurarsi di eliminare l'influenza delle condizioni iniziali dalla soluzione numerica. Ai coefficienti di drag e Chezy è stato assegnato un valore pari a $2.5 * 10^{-3}$ per ottenere un regime di flussi laguna-mare verosimile e non è stato possibile condurre una migliore calibrazione a causa della mancanza di dati sperimentali di livello o di flusso di confronto.

La marea è stata imposta come serie temporale di livelli spazialmente omogenea al bordo aperto mentre l'intensità e la direzione della forzante vento è stata imposta come serie temporale spazialmente omogenea.

Per limitare il tempo di spin-up delle simulazioni sono stati forniti al modello dei campi iniziali di temperatura e salinità ottenuti interpolando i valori sperimentali di tutte le stazioni all'istante iniziale della simulazione. Identica procedura è stata adottata per le variabili di qualità delle acque.

Le simulazioni relative a temperatura e salinità sono state condotte per due anni e iniziano il primo gennaio 2005. Come forzanti al bordo del dominio le serie temporali di temperatura e salinità misurate rispettivamente da satellite e ottenute da modello operativo. In queste simulazioni non è stato attivato il reattore biologico.

Una volta raggiunta una buona approssimazione dei campi di temperatura e salinità sono state effettuate le simulazioni di qualità delle acque. Queste iniziano il primo di marzo e durano un anno a partire da questa data, perché la prima campagna è stata condotta a marzo.

Nel modello ecologico si è scelto di adottare una formulazione della luce secondo Steele, di utilizzare una limitazione dei nutrienti secondo la legge del

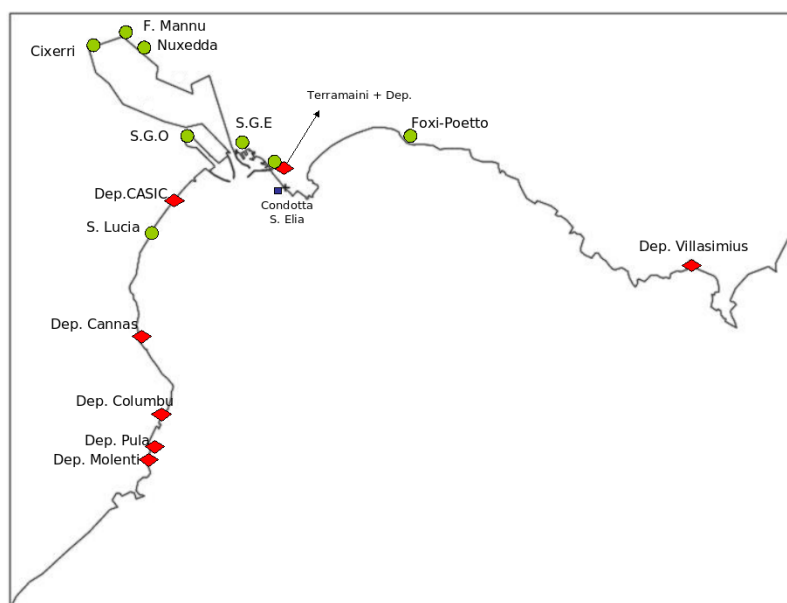


Figura 5.2: Immissari nel dominio in esame: in verde corsi d'acqua, in rosso depuratori, in blu condotta a mare sottomarina

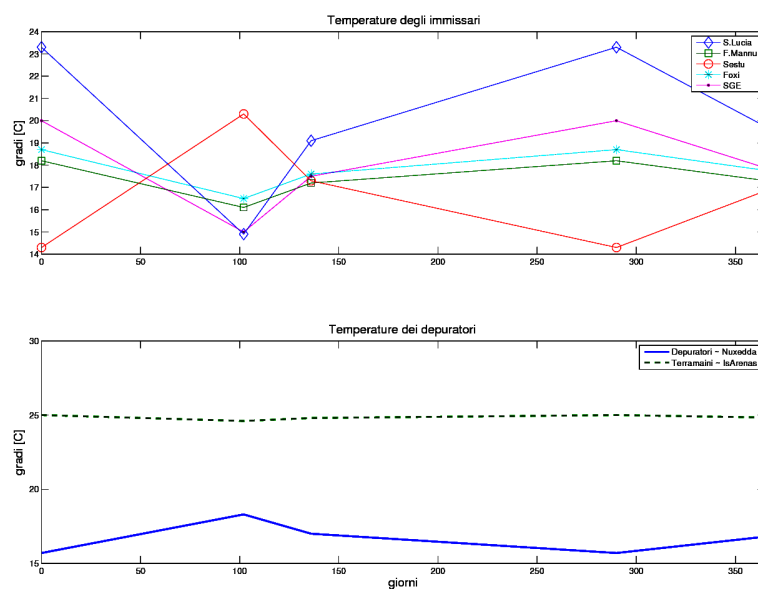


Figura 5.3: Immissari e depuratori: temperature adottate.

minimo e di rappresentare lo zooplankton come popolazione, consentendo la dinamica preda-predatore.

Per i valori al bordo di ciascuna variabile ecologica sono stati utilizzate le serie temporali di misure raccolte nella stazione più al largo disponibile (st. 31).

Al modello sono stati forniti inoltre i dati meteorologici necessari al calcolo dei flussi di calore e quindi della temperatura dell'acqua, e i dati precedentemente descritti, relativi alle portate e alle caratteristiche idro-ecologiche degli immissari.

5.2 Risultati

5.2.1 Idrodinamica

Dalla simulazione dall'anno 2005 sono stati esaminati i campi della velocità della corrente residua (il cui significato è descritto in Appendice in sezione C), calcolati mensilmente allo scopo di caratterizzare qualitativamente i periodi in cui la circolazione costiera viene alimentata direttamente dalle acque più esterne del golfo, rispetto a quelli in cui risulta invece più isolata. Questa informazione può essere rilevante per indagare se possono verificarsi periodi prolungati in cui la diluizione prodotta da acque di che arrivano dal golfo centrale sia ridotta e per individuare una eventuale relazione tra circolazione residua e regime di vento dominante che ha forzato il sistema. In tabella 5.2.1 sono schematizzati i risultati per ciascun mese dell'anno 2005.

I mesi di gennaio, febbraio, maggio, agosto e dicembre presentano una struttura di corrente che viene alimentata dalle acque del golfo che si inserisce a circa metà lunghezza della spiaggia del Poetto. Da qui il flusso di correnti si biforca: un ramo si dirige verso ovest, gira attorno a Capo S. Elia, lo supera e fluisce verso Sarroch lambendo la costa, l'altro ramo segue la costa diretto verso la zona di Villasimius. Tra le strutture portuali e il capo S. Elia si forma una cella inerziale che costituisce una cella di ristagno per eventuali sostanze disciolte o particellate in sospensione.

A marzo si ha ancora alimentazione dal centro del golfo, ma il punto di innesto si sposta a circa metà della lunghezza della costa compresa tra il Porto Canale e Sarroch. Questo spostamento comporta un'unica modifica alla circo-

lazione descritta sopra, relativa al verso della corrente attorno al Capo S. Elia che in questo caso fluisce verso est, mentre nel caso precedente era diretta verso ovest. I mesi di gennaio, febbraio e marzo sono caratterizzati da vento di maestro o comunque vento da N-NO con componenti minori da SE e SO.

Il collegamento diretto tra circolazione costiera e masse d'acqua off-shore si interrompe nei mesi di aprile, giugno, luglio, ottobre e novembre. Aprile è caratterizzato da direzioni del vento variabili e presenta una tipologia di circolazione costituita da un semplice flusso costiero verso ovest. In questo mese la cella inerziale tra le strutture portuali e il Capo S. Elia tende a perdurare. In luglio i venti dominanti da Maestrale hanno intensità ridotta e non sono in grado di contrastare la circolazione formatasi nel mese precedente in cui dominavano venti da est. La cella inerziale in questo mese scompare.

Ottobre e novembre sono caratterizzati da una grande struttura di circolazione piuttosto isolata dal resto del golfo che interessa in lunghezza l'arco costiero dal lato ovest del Porto Canale fino a Sarroch e in larghezza arriva fino all'altezza di Capo S. Elia. In giugno si genera una struttura di circolazione simile a quella di ottobre ma più strutturata. La corrente scende lungocosta da Villasimius fino a Sarroch isolata dal golfo e si ha una cella di circolazione che copre l'area dal lato ovest del Porto Canale fino a Sarroch e fino all'altezza di Capo di S. Elia. Il vento dominante in questa situazione appare essere un vento di scirocco. Considerando che nella zona di Sarroch vi sono i principali complessi industriali, la circolazione descritta in queste condizioni potrebbe rappresentare un rischio per la redistribuzione diffusa di sostanze in tutta l'area della cella.

In settembre le direzioni del vento appaiono variabili e nella circolazione l'acqua proveniente dal golfo si inserisce nella zona del Poetto per poi divergere in due rami, a questo punto però le strutture diventano più caotiche iniziando a costituire gli albori di quella struttura a "macrocella" descritta per il mese di ottobre.

In conclusione la zona tra le strutture portuali e Capo S. Elia appare come un'area a rischio di accumulo di sostanze disciolte che potrebbero poi essere soggette a un eventuale sprofondamento nella colonna fino a sedimentazione. La provenienza di queste ipotetiche sostanze potrebbe derivare non solo dalla costa, ma provenire anche da rilasci nel golfo che potrebbero essere trasportati

sottocosta dalla corrente superficiale entrante. Questo tipo di struttura di circolazione, unita alle considerazioni illustrate, si verifica per la maggior parte dei mesi dell'anno e si associa in genere a venti dominanti dal IV quadrante (Maestrale). Nella maggior parte dei casi di regime di vento dal II quadrante o di vento con direzione variabile la circolazione tende a isolarsi dal golfo e a generare una grande cella che coinvolge tutto il lato di costa a ovest di Capo S. Elia. Solo in caso di forte scirocco tende a stabilirsi una corrente uscente dall'area costiera verso il golfo. I mesi autunnali sono quelli in cui la corrente costiera appare meno definita.

5.2.2 Temperatura e salinità

I risultati relativi alla temperatura simulata per i 2 anni considerati sono stati confrontati con i valori sperimentali mediati sulla colonna e con i dati superficiali da satellite per l'anno 2005.

Il primo transetto estratto, Villa Aresu, si trova a metà dell'area di studio. La temperatura viene leggermente sovrastimata per le stazioni prossime alla linea di costa, sia rispetto i dati sperimentali che da satellite (fig. 5.6 A). Procedendo verso il largo risulta in buon accordo con i dati da satellite fino alla stazione C, quindi dalla stazione D il modello sottostima i dati da satellite mentre si accorda con i dati da sonda mediati sulla colonna. Lo stesso comportamento si verifica anche per i transetti le cui stazioni esterne arrivano a profondità consistenti per le quali la tridimensionalità della dinamica di circolazione e dei processi di stratificazione, non riprodotti in questa sede, può influenzare l'andamento medio della colonna d'acqua.(cfr. 5.7).

Le mappe medie mensili di temperatura in Fig. 5.8, 5.9 e 5.10 riportano l'andamento stagionale della temperatura nella fascia costiera, che si riscalda e si raffredda più velocemente per la minore inerzia termica. Sono evidenti quasi tutto l'anno i fenomeni del mescolamento tra le acque costiere e le acque più al largo, fino ad arrivare al margine estremo dell'area di campionamento. La parte più profonda del golfo invece è meno soggetta a variazioni data la maggiore profondità e quindi l'inerzia termica della colonna. Il massimo di temperatura si raggiunge tra luglio-agosto e il minimo si trova in dicembre-febbraio. Il range di escursione risulta comunque compreso tra i 10 e i 30 gradi. Lo stagno funziona

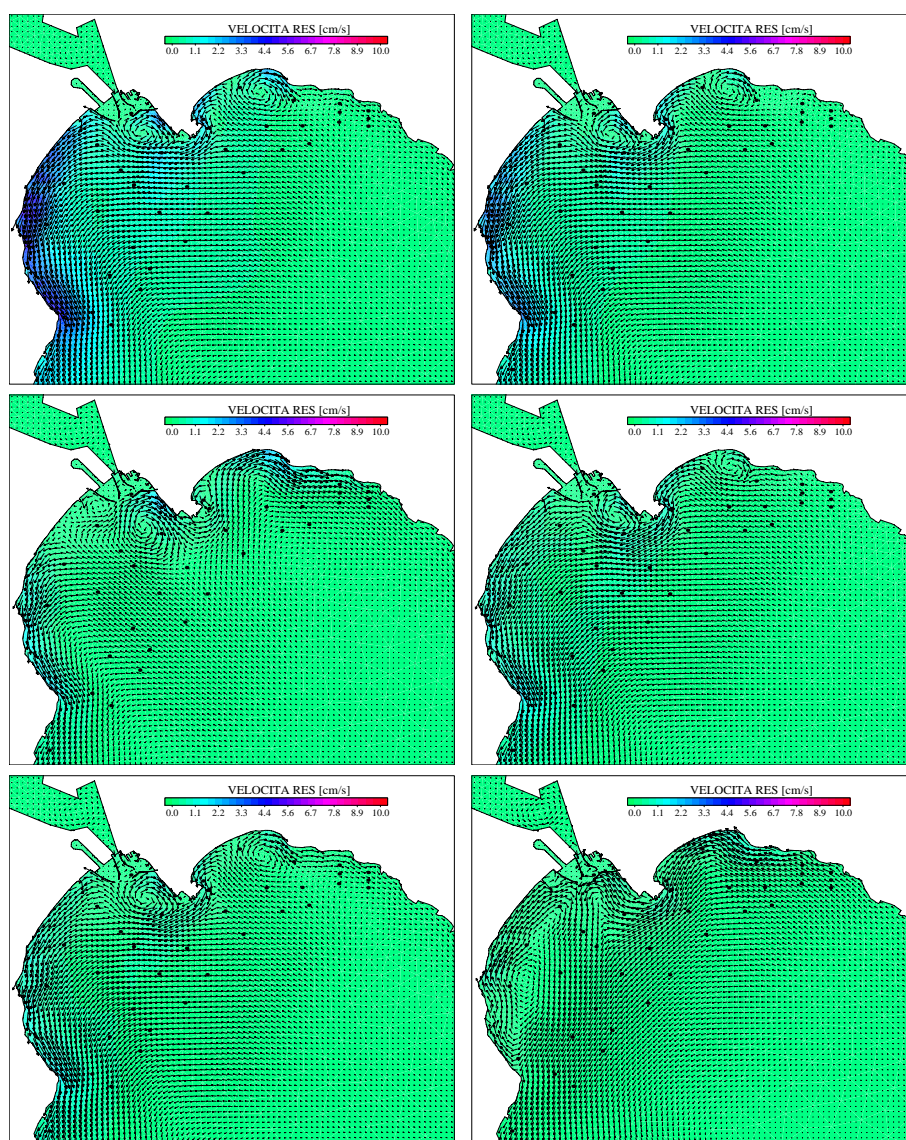


Figura 5.4: Mappe mensili di circolazione residua. Anno 2005 da gennaio a giugno. In Alto, gennaio (destra) e febbraio (sinistra), in centro, marzo e aprile, in basso, maggio e giugno.

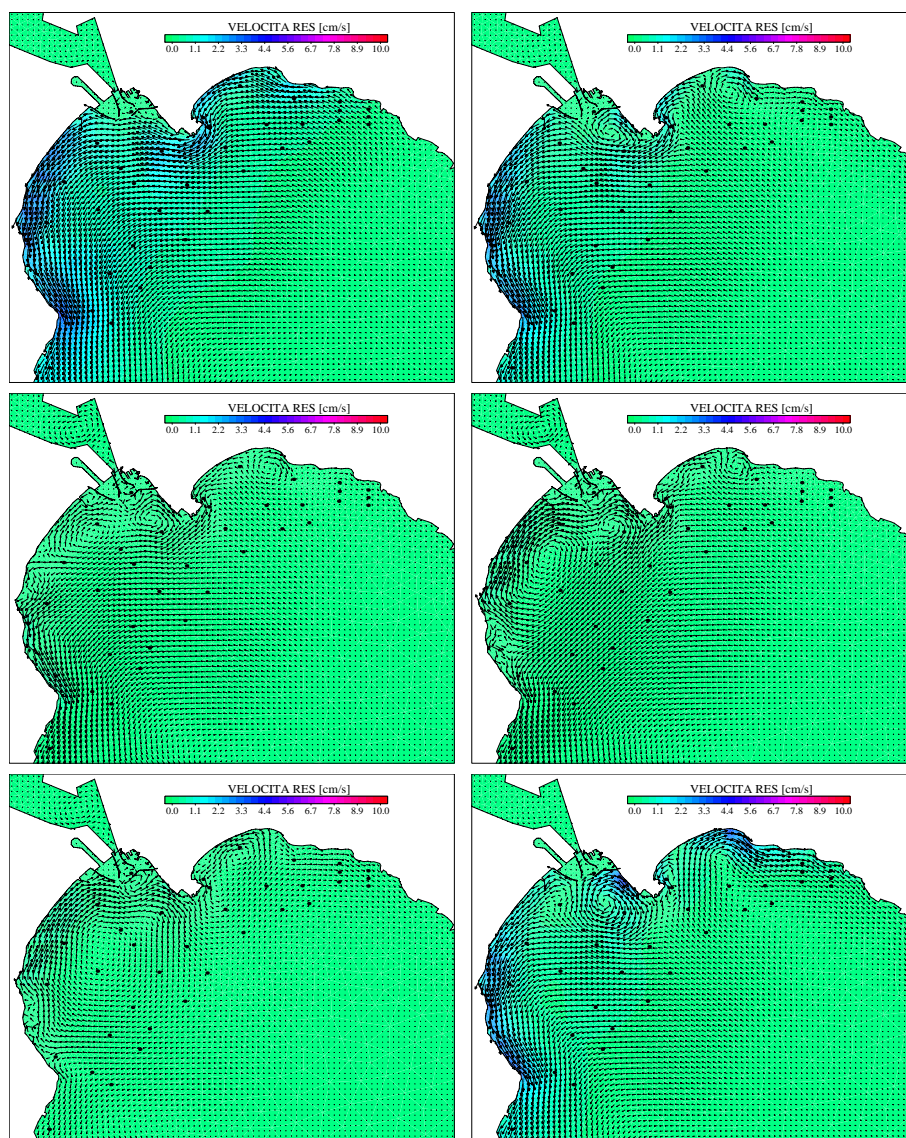


Figura 5.5: Mappe mensili di circolazione residua. Anno 2005 da luglio a dicembre. In Alto, luglio (destra) e agosto (sinistra), in centro, settembre e ottobre, in basso, novembre e dicembre.

come un acceleratore nelle variazioni della temperatura costiera, contribuendo al raffreddamento d'inverno e al riscaldamento d'estate.

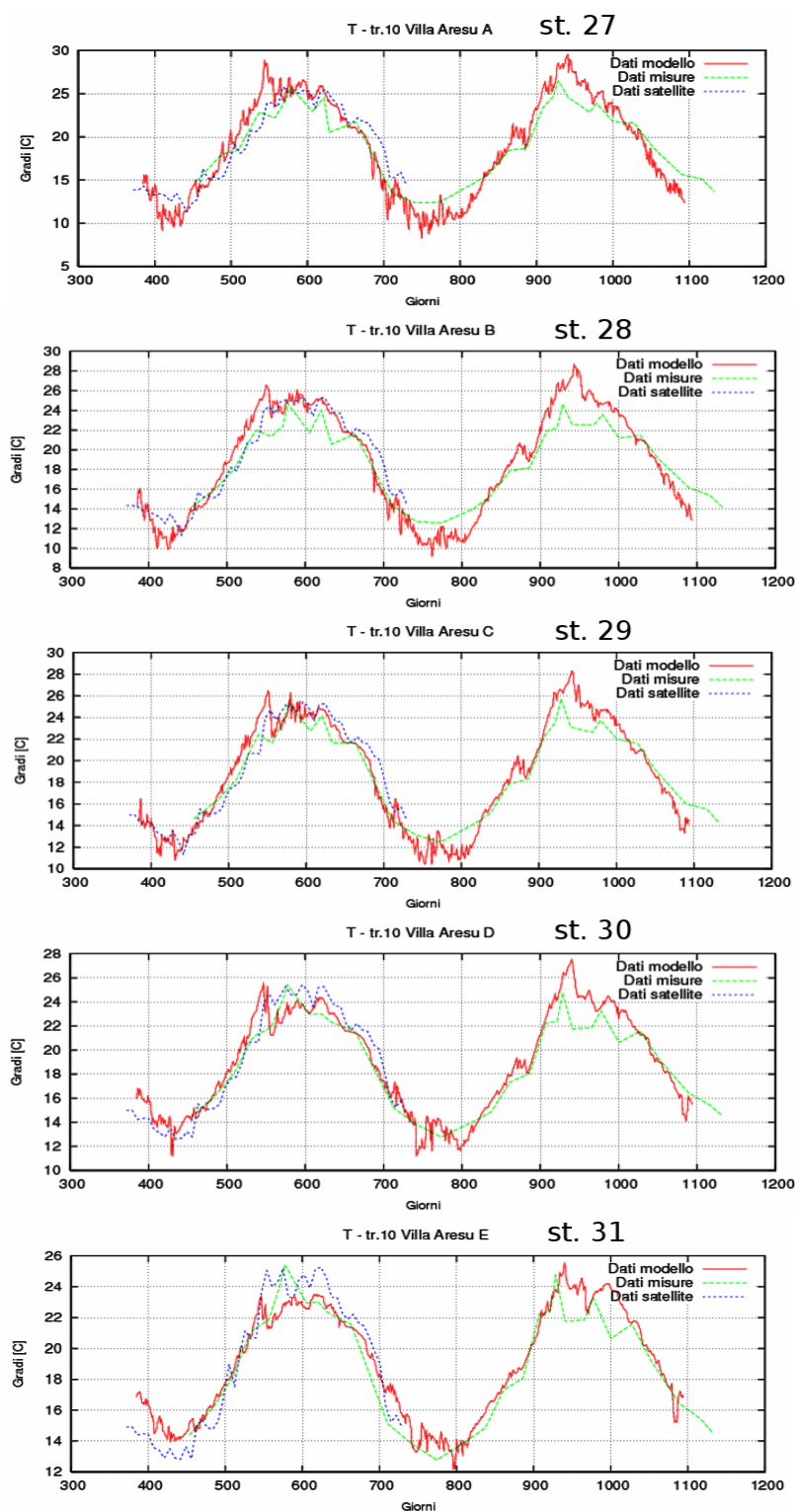


Figura 5.6: Serie temporali di temperatura 2005-2006 - transetto Villa Aresu. Le lettere A-E corrispondono alle stazioni 27-31 nella mappa 5.1. In rosso i valori simulati, in verde le misure a mare e in blu le misure da satellite

| INPUT | Portata m ³ /s | NH ₃ mg/l | NO ₃ mg/l | PO ₄ mg/l | PHY mg/l | BOD5 mg/l | OD mg/l | ON mg/l | OP mg/l | ZOO mg/l |
|------------------|------------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|-------------|--------------|------------|------------|------------|-------------|
| S.Lucia | 0.34 | 2.8 | 2.8 | 1.1 | 0 | 12 | 12 | 0 | 0 | 0 |
| Fmannu + Cixerri | 2.52 | 2 | 2 | 0.03 | 0 | 10 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| Nuxedda | 0.009 | 7 | 7 | 1.34 | 0 | 49 | 3.72 | 0 | 0 | 0 |
| Foxi-poetto | 0.13 | 14 | 14 | 2.6 | 0 | 20 | 14 | 0 | 0 | 0 |
| SGE | 1.7-0.11 | 2 | 2 | 0.6 | 0 | 4 | 2.5 | 0 | 0 | 0 |
| SGO | 0.21 | 0.9 | 0.9 | 0.55 | 0 | 3 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| Terramaini | 0.002 | 0.9 | 0.9 | 0.03 | 0 | 3 | 3 | 0 | 0 | 0 |
| Dep. Villas | var | 4.5 | 4.5 | 2.1 | 0 | 16.1 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| Dep. CASIC | var | 1.9 | 1.9 | 0.57 | 0 | 29.1 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| Dep. Cannas | var | 18.3 | 18.3 | 3.4 | 0 | 32.4 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| Dep. Columbu | var | 16 | 16 | 3.1 | 0 | 27 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| Dep. Molenti | var | 19.4 | 19.4 | 4.9 | 0 | 30 | 7 | 0 | 0 | 0 |
| Dep. Pula | var | 16 | 16 | 2.9 | 0 | 37.1 | 7 | 0 | 0 | 0 |

Tabella 5.1: Stima dei carichi degli immissari e dei depuratori per la simulazione di riferimento

| mese | vento dominante | max intensità [m/s] | punto di innesto | direzione e verso | esiste cella | località cella inerziale | doppia capo S. Elia |
|------|--------------------|------------------------|---------------------------|----------------------|-----------------|---|------------------------|
| GEN | MS | 18 | metà Poetto | div. entrante | si | strutture portuali-capo S. Elia | si |
| FEB | MS | 11 | metà Poetto | div. entrante | si | strutture portuali-capo S. Elia | si |
| MAR | MS | 10 | metà Sarroch-Porto Canale | div. entrante | si | strutture portuali-capo S. Elia | si |
| APR | vario | 10 | no | verso ovest | si | strutture portuali-capo S. Elia | si |
| MAG | MS,SC | 10,7 | metà Poetto | div. entrante | si | strutture portuali-capo S. Elia | si |
| GIU | SC | 10 | no | verso ovest | si | da ovest porto canale a Sarroch | si |
| LUG | MS | 10 | no | verso ovest | no | | si |
| AGO | MS,SC | 11,8 | metà Poetto | div. entrante | si | strutture portuali-capo S. Elia | si |
| SET | vario | 8 | metà Poetto | poco strutturata | si | strutture caotiche | si |
| OTT | SC | 8 | no | debole verso ovest | si | da ovest porto canale fino a Sarroch | si |
| NOV | MS,SC | 10,8 | no | conv. uscente | si | da ovest porto canale fino a Sarroch e Poetto | NO |
| DIC | MS | 14 | metà Poetto | div. entrante | si | strutture portuali-capo S. Elia | NO |

Tabella 5.2: Caratteristiche della circolazione residua mensile e vento dominante corrispondente. MS=Maestrale, SC= Sirocco.

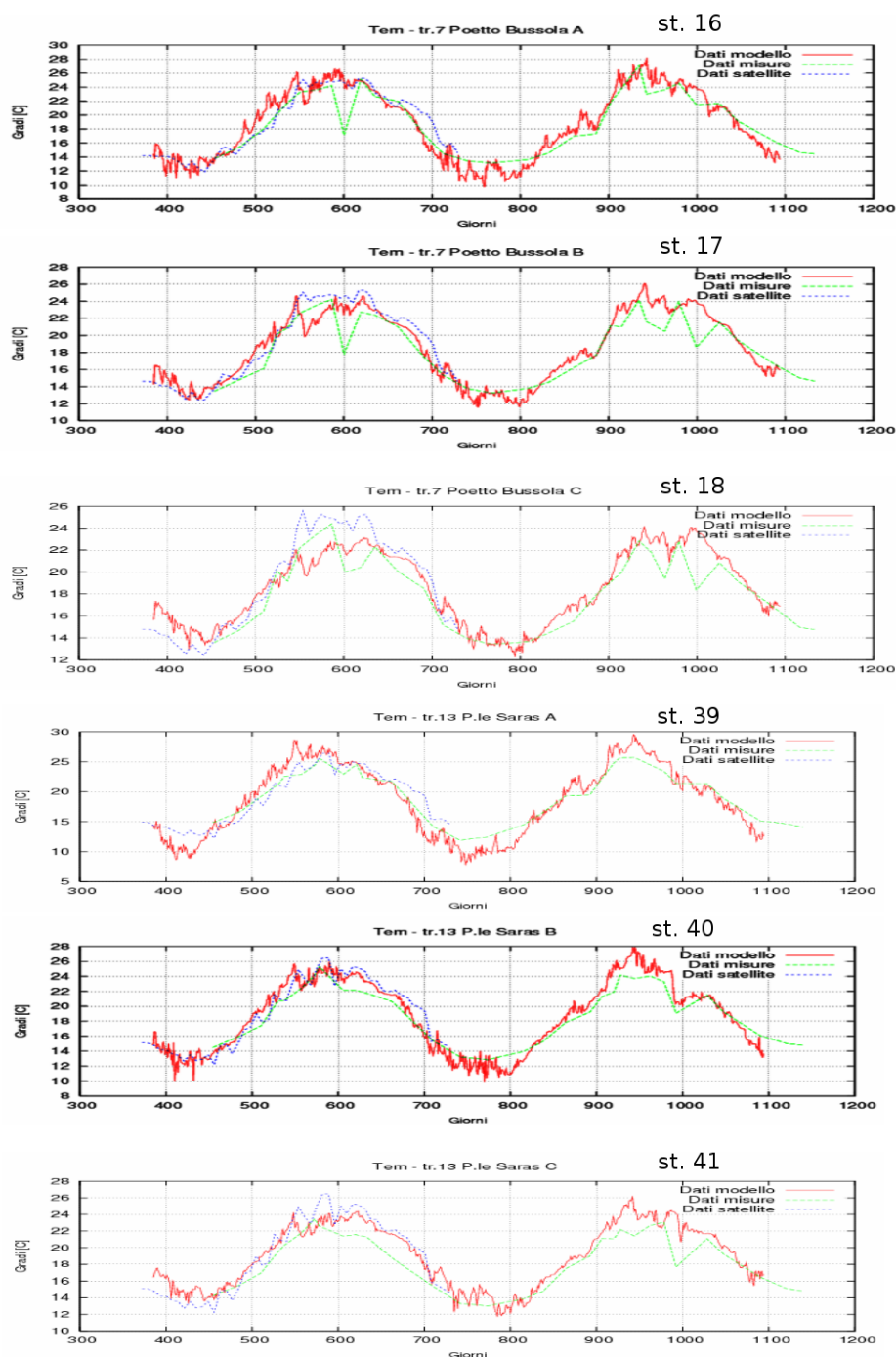


Figura 5.7: Serie temporali di temperatura 2005-2006 - transetto Poetto Bussola (sopra) e P.le Saras (sotto). Le lettere A-C corrispondono rispettivamente alle stazioni 16-18 (in alto) e 39-41 (in basso) nella mappa 5.1. In rosso i valori simulati, in verde le misure a mare e in blu le misure da satellite

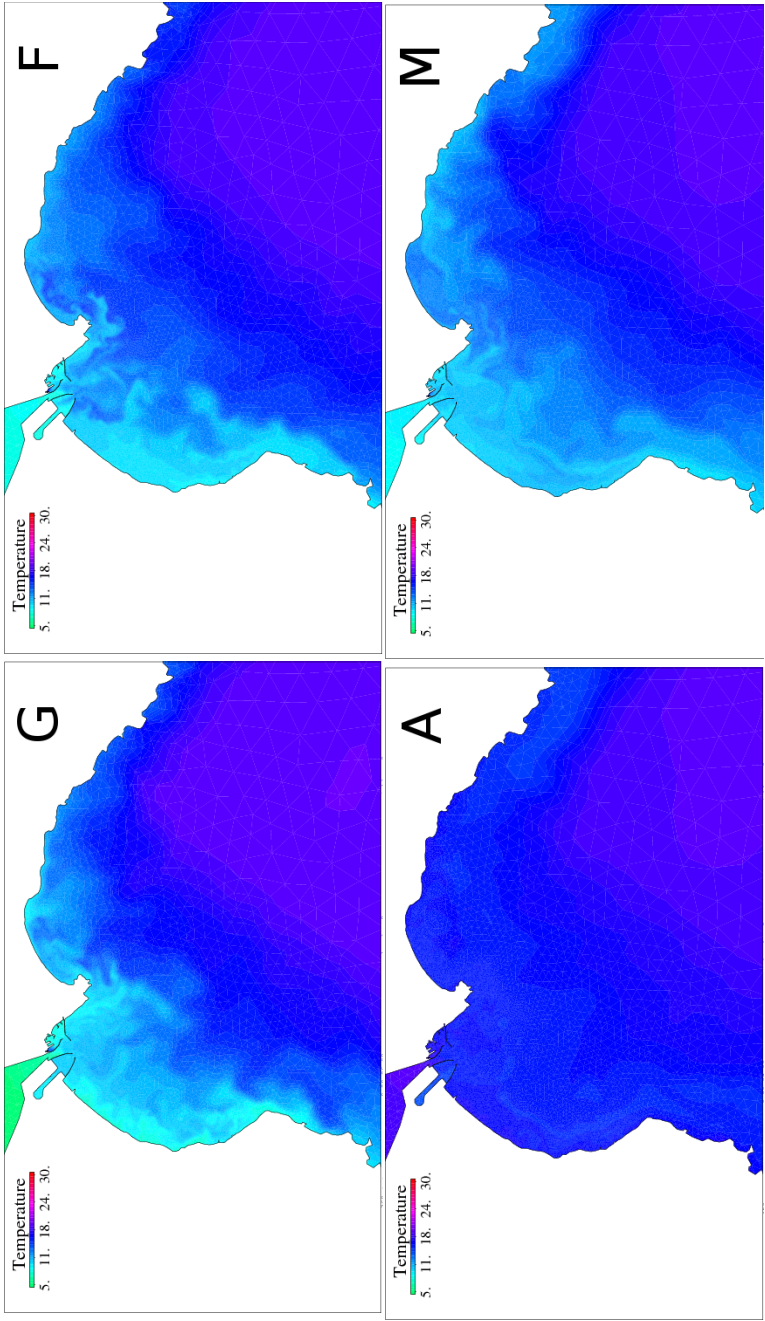


Figura 5.8: Mappe medie mensili di temperatura anno 2005. Da in alto a sinistra in senso orario: Gennaio - Aprile

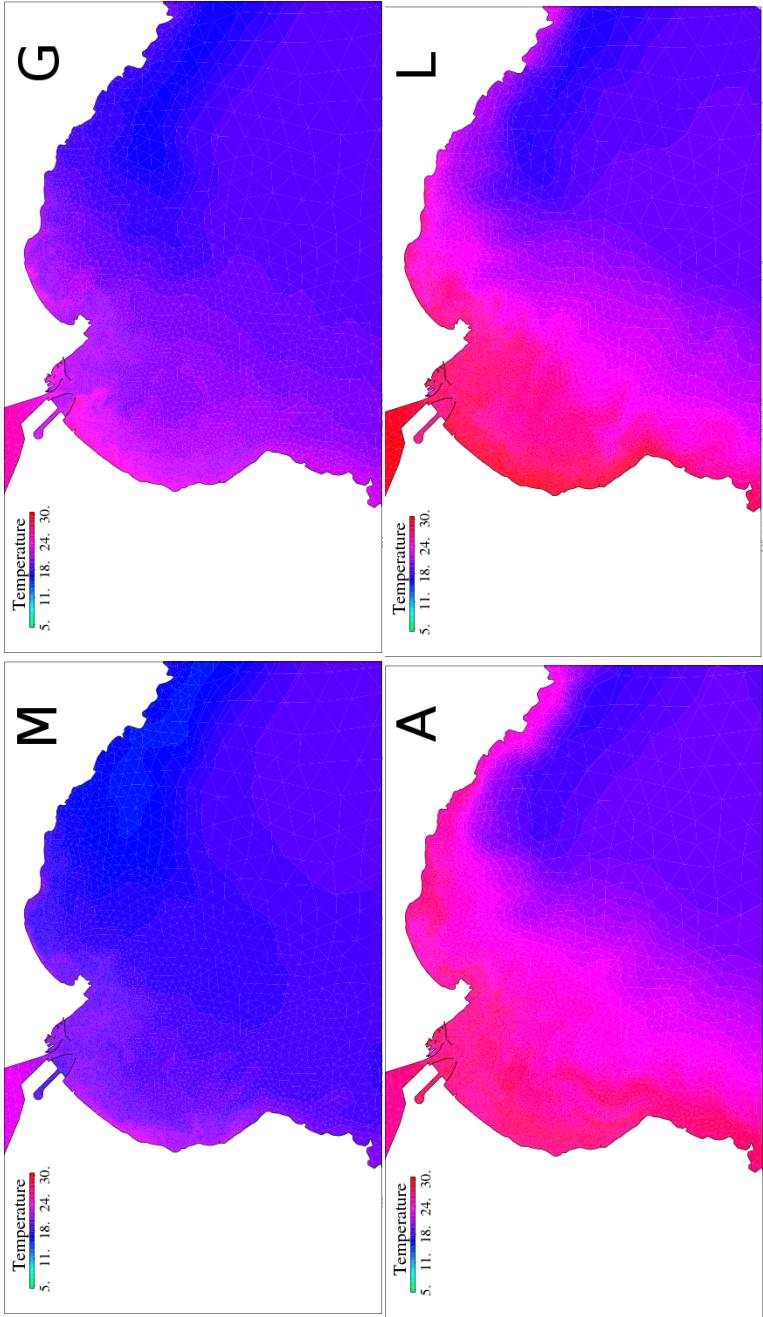


Figura 5.9: Medie mensili di temperatura anno 2005. Da in alto a sinistra in senso orario: Maggio - Agosto

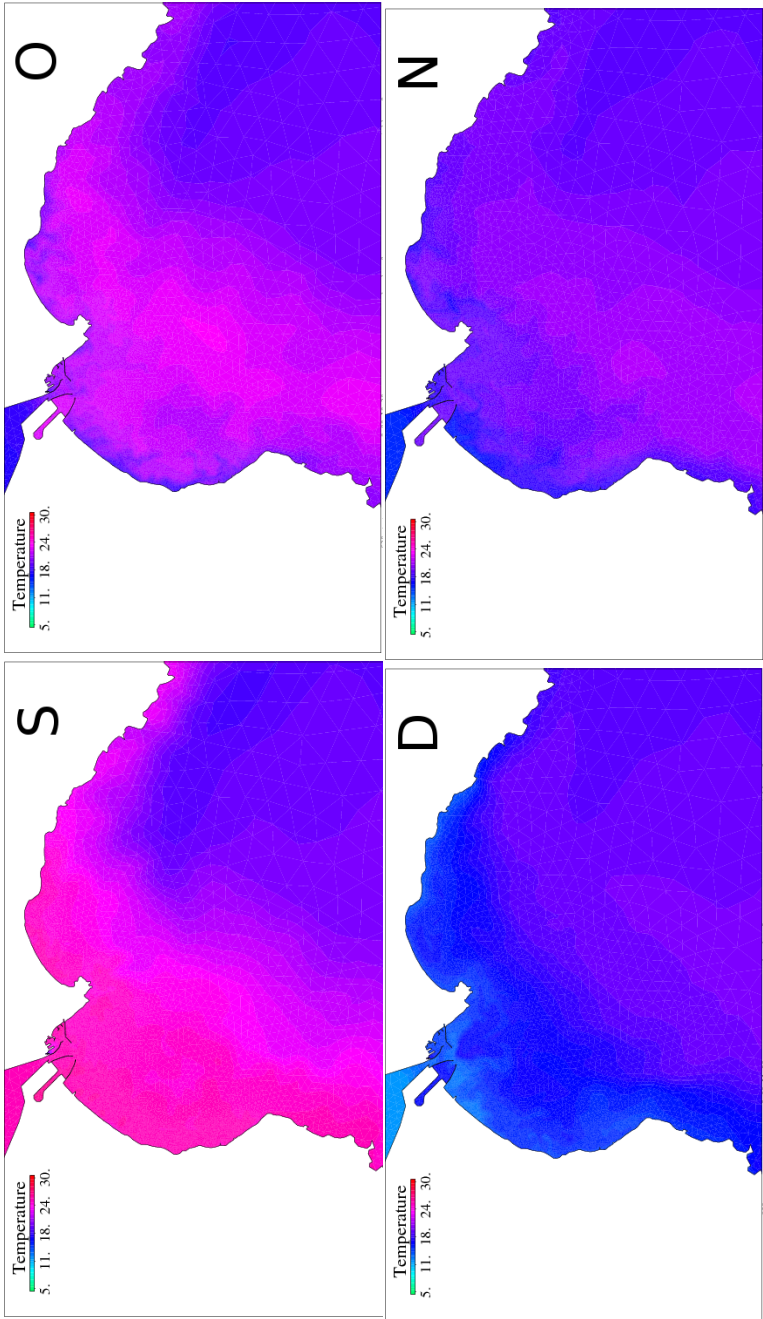


Figura 5.10: Mappe medie mensili di temperatura anno 2005. Da in alto a sinistra in senso orario: Settembre - Dicembre

La salinità simulata appare riprodurre in modo soddisfacente i valori sperimentali. Nel periodo estivo il modello sovrastima i valori leggermente a costa e nelle stazioni più al largo. A tale proposito va considerato che lo scostamento è al massimo di 0.7 PSU, il che indica una elevata accuratezza dell'applicazione numerica effettuata. La discordanza con i dati sperimentali comporta un errore pari al 2% esplicabile secondo 3 diversi aspetti. Il primo è che il processo di evaporazione è calcolato dal modello in base alla radiazione solare e a una percentuale di copertura nuvolosa. Quest'ultima, non essendo disponibili misure, è stata calcolata secondo formule empiriche che tengono conto della latitudine e posizione geografica pertanto potrebbe essere sovrastimata in estate. Il secondo aspetto coinvolge l'approccio bidimensionale adottato. Esso infatti non permette un'accurata simulazione dei processi di stratificazione delle acque dolci continentali la cui portata, comunque stimata in modo approssimativo, si mescola subito con le acque marine. In tal caso non possono rappresentarsi fenomeni di sprofondamento/galleggiamento o apporti profondi di acque meno salate. L'ultimo aspetto è una nota tecnica, ovvero, il dato di confronto è mediato su una colonna relativamente profonda, in cui il dato di partenza mostra una certa variabilità nel valore registrato durante il profilo soprattutto nella parte più profonda della calata, e questo può influire leggermente sulla stima del valore della media.

La salinità media mensile mette in evidenza sia il bilancio tra precipitazione ed evaporazione nell'area di indagine, sia la dispersione delle acque dolci nel golfo introdotte puntualmente dagli immissari e dai depuratori. Le zone in cui le acque meno salate si muovono sono principalmente collocate davanti allo sbocco dello stagno di S. Gilla, nella zona del porto canale e lungo la fascia occidentale da gennaio a giugno. Il processo di mescolamento poi si attenua fino a novembre a dicembre quando riappare vigoroso. La fascia costiera del Poetto non appare coinvolta in questo processo se non durante il mese di dicembre quando le acque meno salate riescono a girare attorno a Capo S.Elia. Durante i mesi estivi si risente maggiormente dell'evaporazione e le acque del golfo raggiungono i massimi valori di salinità, fatto salvo le considerazioni relative alla stima dell'evaporazione di cui sopra.

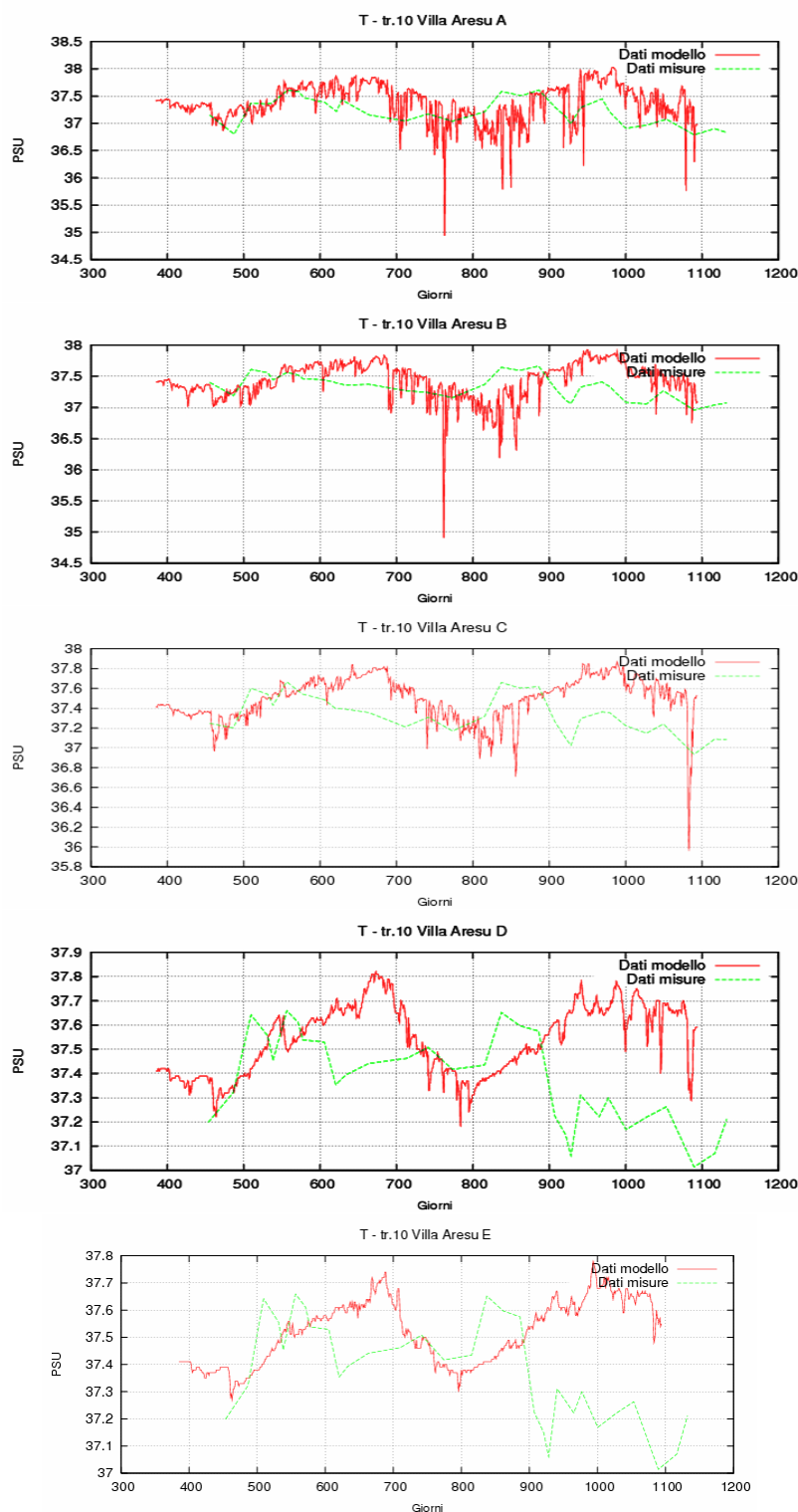


Figura 5.11: Serie temporali di salinità 2005-2006 - transetto Villa Aresu. Le lettere A-E corrispondono alle stazioni 27-31 nella mappa 5.1. In rosso i valori simulati, in verde le misure a mare

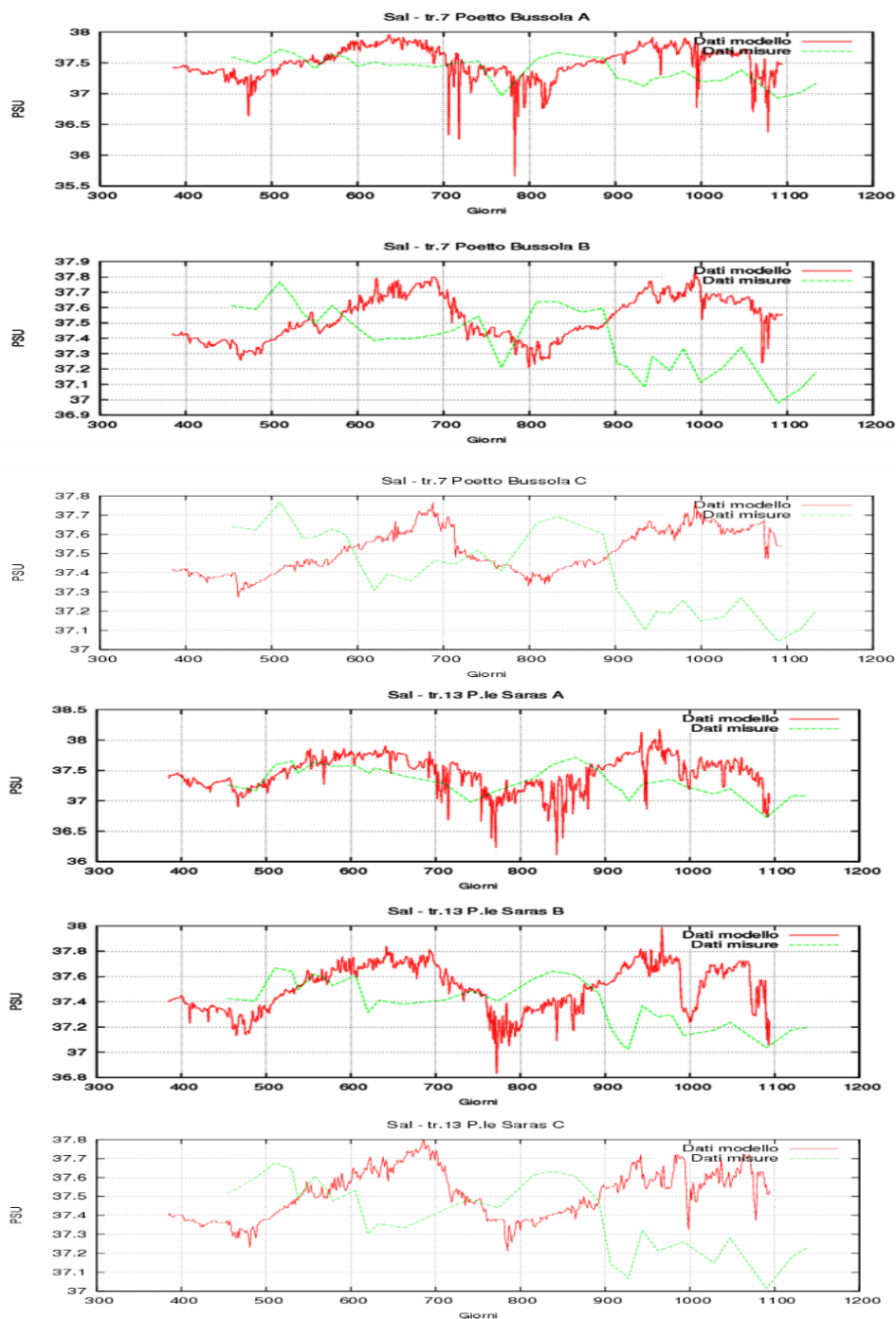


Figura 5.12: Serie temporali di salinità 2005-2006 - transetto Poetto Bussola (sopra) e P.le Saras (sotto). Le lettere A-C corrispondono rispettivamente alle stazioni 16-18 (in alto) e 39-41 (in basso) nella mappa 5.1. In rosso i valori simulati, in verde le misure a mare

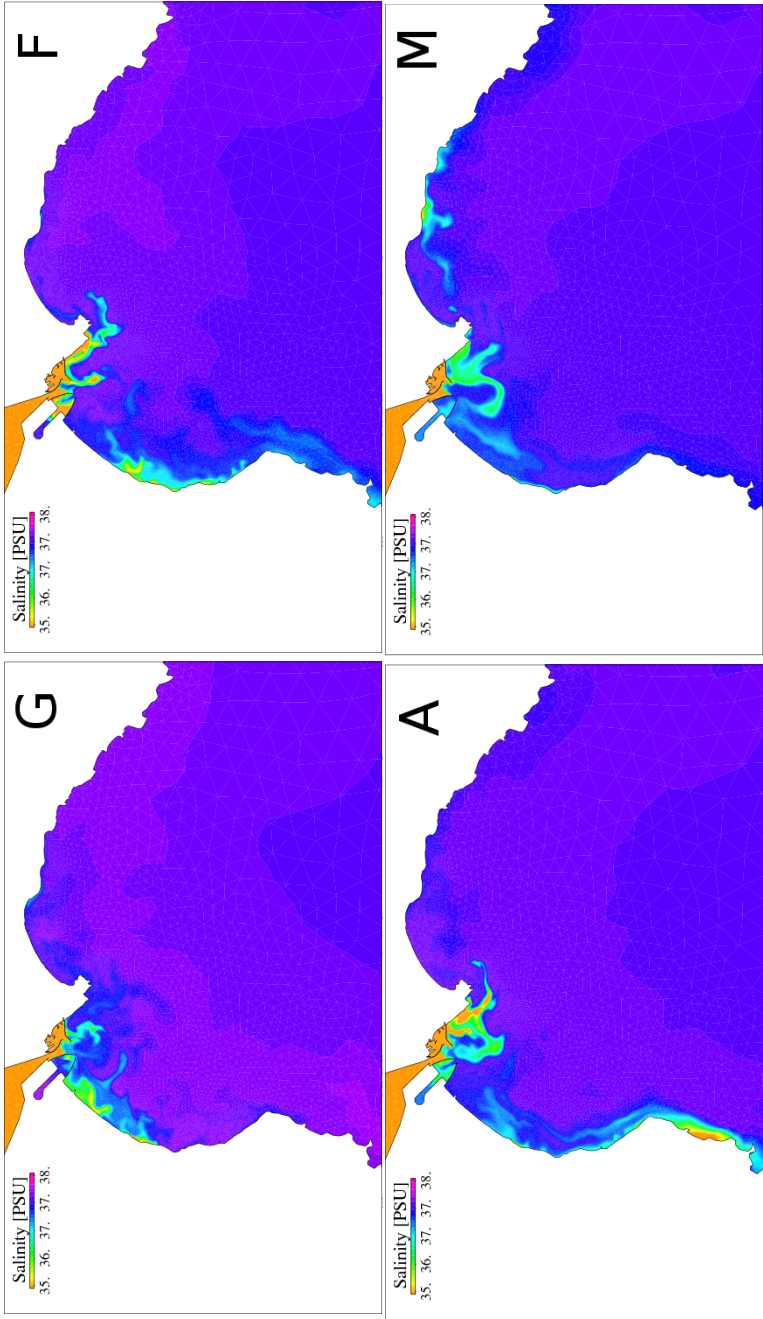


Figura 5.13: Mappe medie mensili di salinità. Da in alto a sinistra in senso orario Gennaio - Aprile

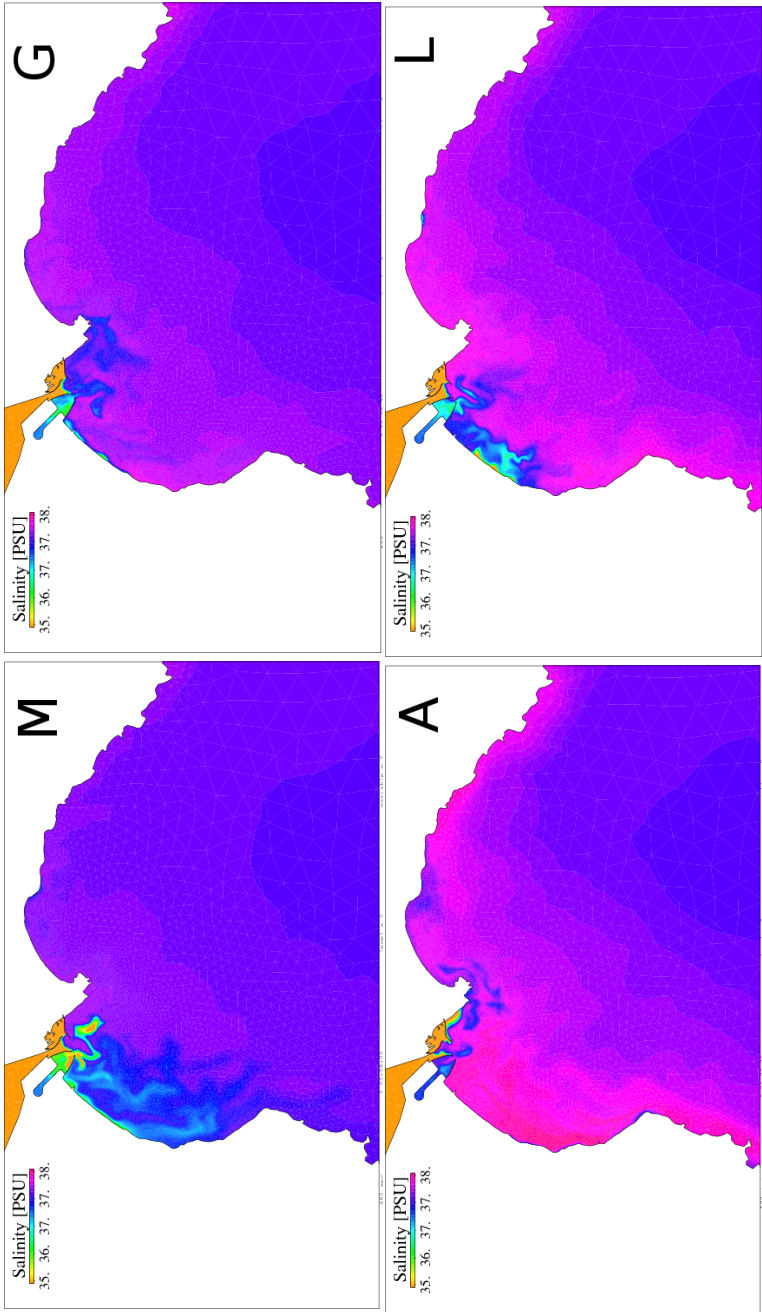


Figura 5.14: Mappe medie mensili di salinità. Da in alto a sinistra in senso orario: Maggio - Agosto

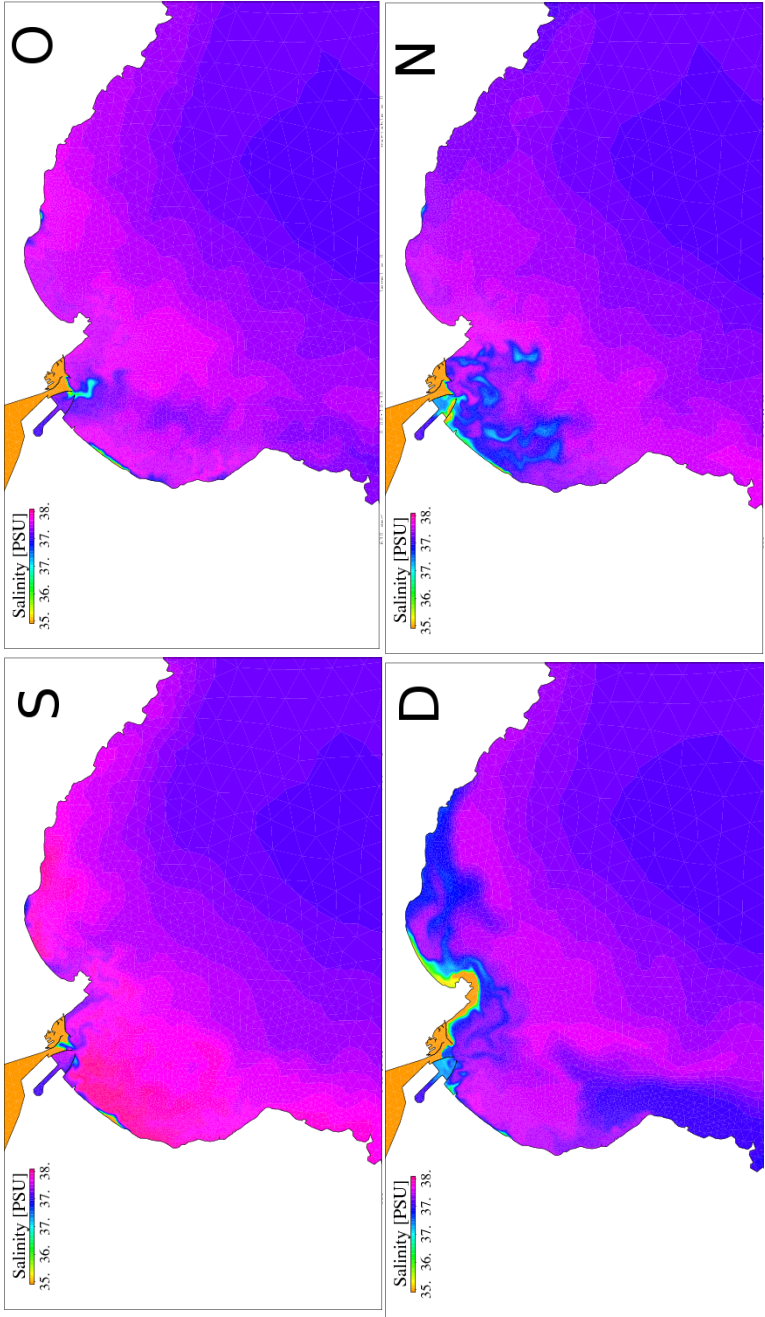


Figura 5.15: Mappe medie mensili di salinità. Da in alto a sinistra in senso orario: Settembre - Dicembre

5.2.3 Qualità delle acque

I risultati ottenuti da questa prima simulazione di qualità delle acque sono relativi a uno scenario realistico per il quale sono stati utilizzati tutti i dati di input precedentemente descritti, rappresentando quindi la circolazione del bacino in risposta al forcing meteo-marino, l'evoluzione della temperatura e della salinità. Si sono aggiunte inoltre le variabili relative al modulo di qualità delle acque che evolvono nel tempo e nello spazio come prodotto di una dinamica interna a cui si somma la variabilità stagionale e il regime degli immissari e dei reflui dei depuratori. Questa simulazione può essere considerata come una simulazione di riferimento rispetto cui confrontare gli scenari successivamente indagati.

Una prima fase di calibrazione del modello di qualità delle acque ha coinvolto i parametri che regolano la penetrazione della luce nella colonna, l'attività di pascolo dello zooplancton e il tasso di crescita del fitoplancton.

I risultati ottenuti risentono delle semplificazioni adottate nel modello nel rappresentare l'ecologia dei primi livelli della catena trofica della colonna d'acqua del golfo. In particolare tali semplificazioni sono l'utilizzo di un solo gruppo funzionale di fitoplancton generico e di una rappresentazione bidimensionale del sistema.

In corso d'opera è stata condotta un'analisi di sensitività agli scarichi in base agli input forniti. Lo scarico più rilevante nel modulare le concentrazioni delle variabili di interesse è il Santa Gilla Est. Si è notata anche una certa rilevanza degli scarichi che si immettono nello stagno di Santa Gilla nonché lo stagno stesso. Infatti nel corso delle simulazioni, a seconda della entità degli scarichi e delle condizioni meteo-marine, lo stagno può trasformarsi da zona cuscinetto autodepurativa a bacino di accumulo. Infine appare non trascurabile l'effetto del Foxi-Poetto i cui effetti possono compromettere l'area del litorale orientale cagliaritano.

Si sono confrontati i dati ottenuti da modello secondo una simulazione realistica con quelli raccolti in campo. Il confronto è stato condotto per le variabili di ossigeno disciolto, fitoplancton e nutrienti. Per quanto riguarda l'ossigeno, esso viene immesso assieme agli immissari e nei reflui dei depuratore oltre a essere scambiato con l'atmosfera per riaerazione e venire prodotto dal fitoplancton. Il

confronto dell'ossigeno con i valori sperimentali è riportato in fig. 5.16 per i transetti di P.le Saras e Poetto Bussola.

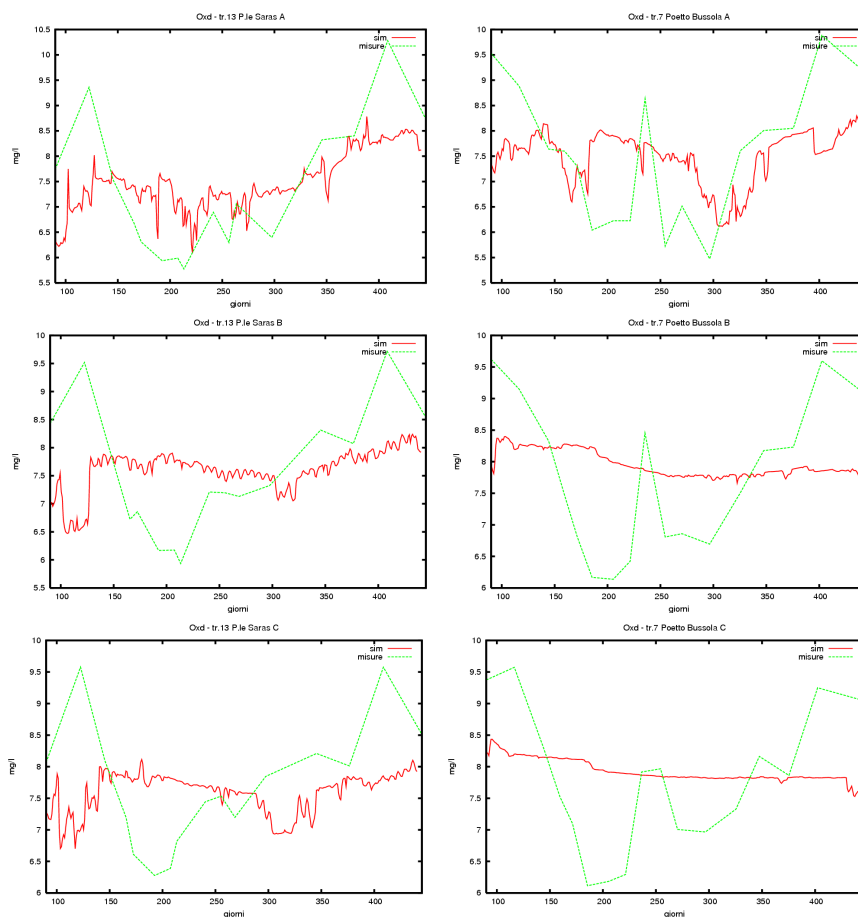


Figura 5.16: Scenario reale di riferimento. Serie temporali di ossigeno disciolto. Transetto P.le Saras (sinistra) e transetto Poetto Bussola (destra). In rosso i valori simulati, in verde le misure

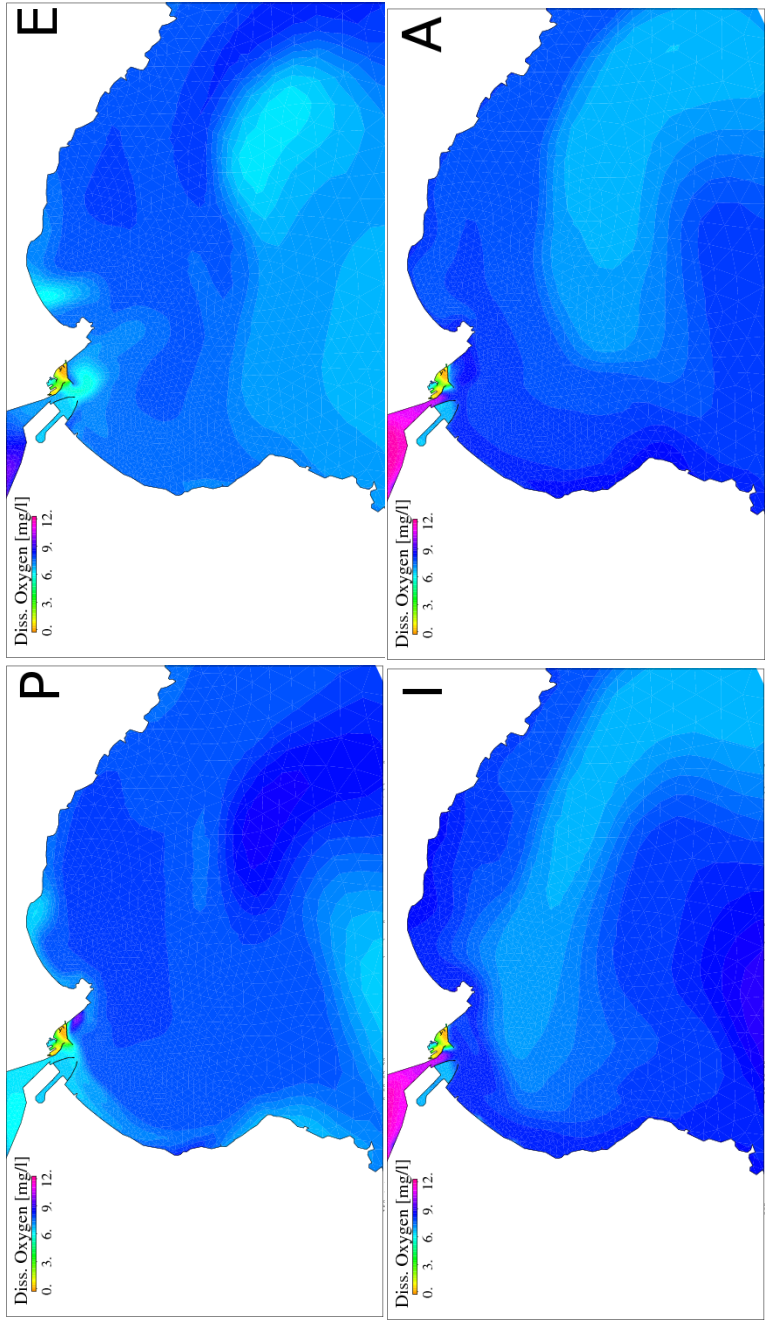


Figura 5.17: ScENARIO reale di riferimento. Mappe di ossigeno disciolto. Medie stagionali. Dall'alto in senso orario: Primavera, Estate, Autunno e Inverno.

Dalle mappe spaziali stagionali è evidente come l'ossigeno nella zona del porto risente degli effetti del confinamento, a cui si sommano lo scarico di due immissari e di un depuratore. In primavera la zona antistante al porto risente della situazione di carico al suo interno, così come la zona centrale del Poetto. Il tenore di ossigeno si abbassa in considerazione anche dell'innalzarsi della temperatura. In estate i valori di ossigeno tendono ad un leggero abbassamento solo intorno al porto-canale e nella zona ovest del Poetto. In autunno si ritorna a una ossigenazione generalmente ovunque elevata nel golfo. L'ossigeno invernale si mantiene a valori elevati in tutto il bacino tranne nel porto. I valori molto elevati di ossigeno nello stagno di S. Gilla in autunno e inverno sono legati alla sinergia tra il fatto che per simulare il tenore di ossigeno degli immissari si sono dovuti adottare dei valori costanti sulla base delle misure disponibili, unita all'abbassarsi delle temperature.

Per quanto riguarda il fitoplancton in figura 5.18 sono riportate le serie temporali di confronto dei valori sperimentali mediati di fitoplancton in diverse stazioni. Il modello riproduce un andamento stagionale, ma la stagione di crescita non risulta essere quella invernale come invece appare nei dati sperimentali. La ragione di questo comportamento va ricercata tra le seguenti possibilità: la bidimensionalità del sistema non consente di definire in modo adeguato la disponibilità di luce nella colonna. Essa dunque durante l'inverno appare limitante su tutta la colonna mentre nella realtà negli strati superficiale è ancora sufficiente. Un gruppo funzionale generico di fitoplancton non è sufficiente per rappresentare il sistema e va condotta una indagine tassonomica per specificarne le caratteristiche. Chiaramente lo sfasamento nella fioritura del fitoplancton si ripercuote su tutte le altre variabili rappresentate che potrebbero a loro volta risultare sfasate nella dinamica stagionale.

Il valori di ammonio misurati durante la campagna del primo anno sono costantemente ai limiti di rilevabilità, nel modello arrivano a valori sia inferiori al limite di rilevabilità sia superiori nelle zone vicine a costa. Come precedentemente accennato, nel periodo invernale risentono della mancata fioritura del fitoplancton che contribuisce all'innalzamento dei valori di nutrienti.

I valori di nitrato risultano in sufficiente accordo con le misure lungo il transetto CASIC, mentre nel transetto di P.le Saras per le stazioni sottocosta i valori ap-

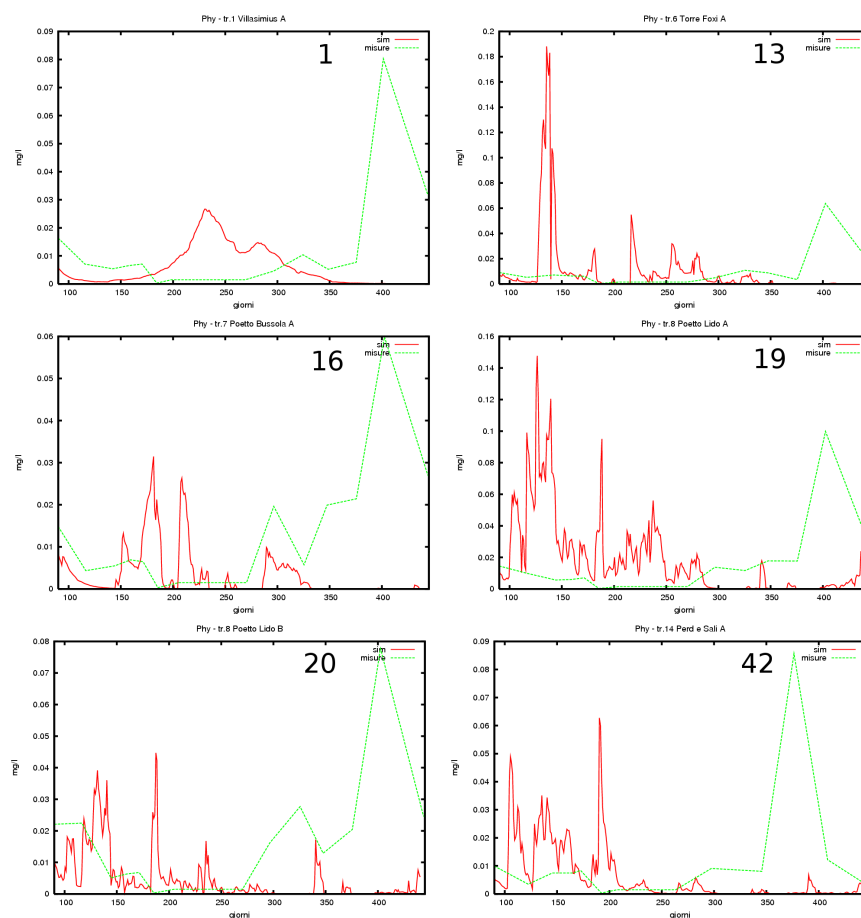


Figura 5.18: Scenario reale di riferimento. Serie temporali di fitoplancton. In senso orario le stazioni 1, 13, 16, 19 20 e 42. In rosso i valori simulati, in verde le misure

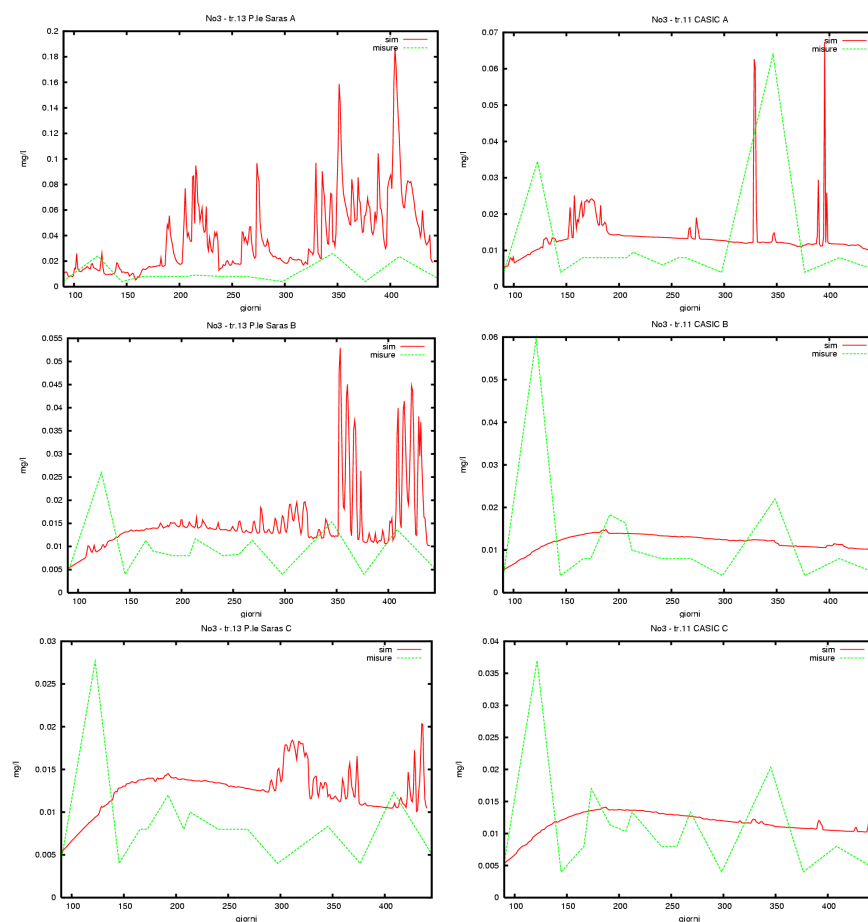


Figura 5.19: Scenario reale di riferimento. Serie temporali di nitrato. Transetto P.le Saras (sinistra, st. 39-40) e CASIC (destra, st. 32-35)

paiono discretamente sovrastimati. Tuttavia per le stazioni successive ritornano a valori inferiori (cfr. fig. 5.19). In questo transetto è evidente l'effetto della mancata fioritura invernale del fitoplancton.

Si riportano infine i valori stagionali di *TRIX* calcolato sulle simulazioni secondo la formula:

$$TRIX = \frac{LogCha + LogOD + logDIN + LogTP - k}{m} \quad (5.1)$$

in cui OD è la percentuale di ossigeno disciolto espresso come variazione in valore assoluto dalla saturazione, DIN rappresenta l'azoto solubile (N-NO₃, N-NO₂, N-NH₃) e TP è il fosforo totale, mentre Ch *a* rappresenta la clorofilla. I parametri *k* ed *m* hanno valore rispettivamente 1.5 e 1.2 mentre tutte le variabili tranne l'ossigeno sono espresse in µg/l (Vollenweider et al., 1998).

Il valore dell'indice varia tra 0 e 10, e corrisponde ad una scala di qualità delle acque che considera qualità elevata valori dell'indice tra 2-4, bassa tra 4-5, mediocre tra 5-6 e scadente tra 7-8. Gli estremi dei valori dell'indice corrispondono a oligotrofia di acque poco produttive tipiche di mare aperto e ipereutrofia tipica di aree molto produttive come zone costiere eutrofizzate.

I valori massimi di *TRIX* simulati arrivano in inverno a 7.9, in primavera a 7.6, in estate a 6.44 e in autunno a 8.42. I massimi includono le aree del porto, che sono sottoposte a un regime di carichi molto intenso. Rispetto ai valori di letteratura di questo indice per la Sardegna (3-6), il *TRIX* simulato risulta indicativo della situazione trofica generale. In particolare i valori invernali sono i più soggetti a sovrastima considerando le incertezze precedentemente illustrate.

Il *TRIX* invernale raggiunge un valore elevato nella zona portuale dato il suo notevole confinamento (che peraltro non è oggetto specifico dello studio) ed arriva a valori intorno a 6 nella prima fascia costiera attorno a Capo S.Elia e nella zona a ovest del litorale del Poetto.

In primavera i valori di *TRIX* non aumentano in valore assoluto ma la fascia di inferiore qualità si estende anche alla fascia costiera orientale.

L'estate vede un aumento dei valori assoluti nell'ansa ovest del litorale del Poetto e nella zona ad est del porto canale, e una riduzione nella fascia di Sarroch. L'abbassamento dei valori di *TRIX* in questo caso si spinge più al largo davanti allo sbocco dello stagno di S. Gilla.

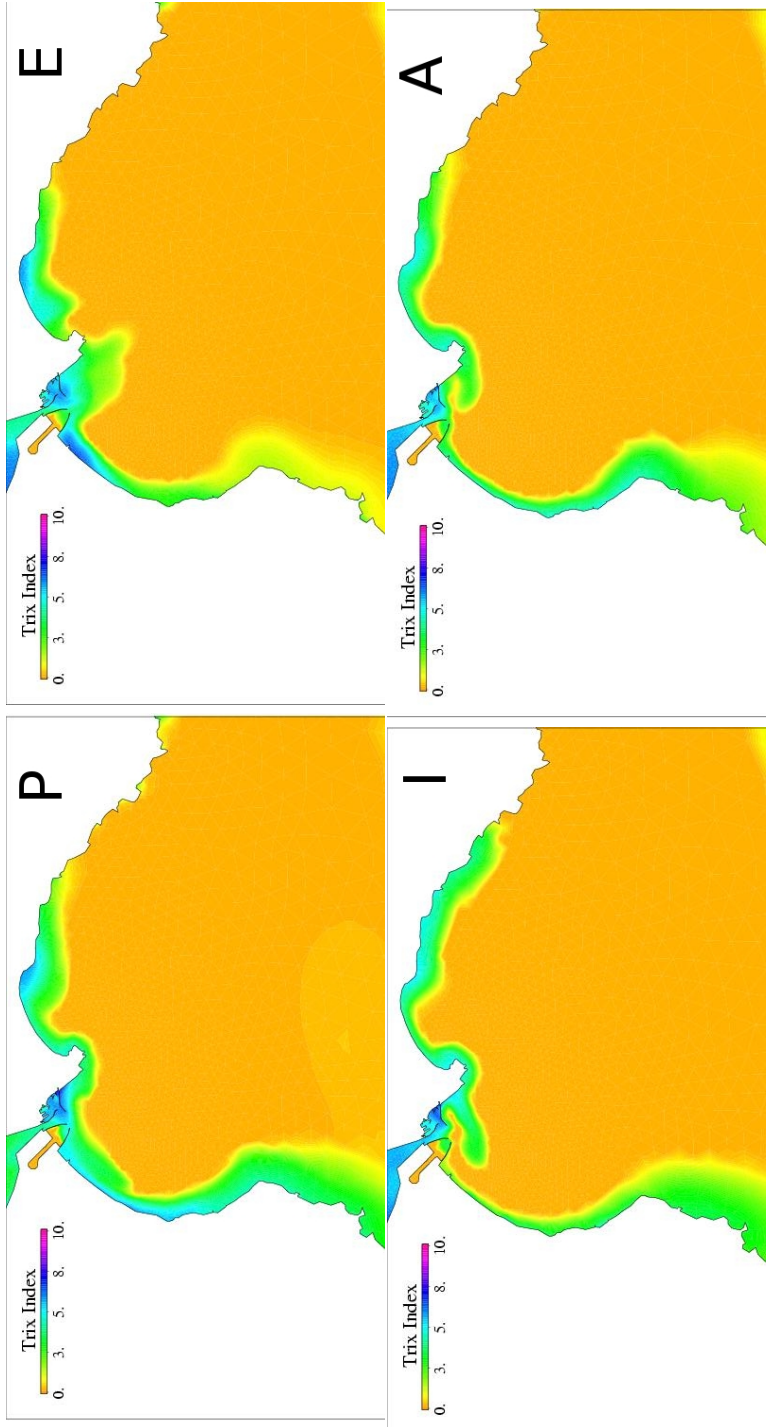


Figura 5.20: Scenario reale di riferimento. Mappe dell'indice TRIX. Medie stagionali. Dall'alto a sinistra in senso orario: Primavera, Estate, Autunno e Inverno.

Con l'autunno i valori di TRIX ritornano ad aumentare nella fascia di Sarroch e del Poetto, ma in termini di valore assoluto diminuiscono rispetto alla situazione precedente.

5.3 Scenari

Sulla base dei risultati ottenuti in precedenza sono stati ipotizzati diversi scenari rispetto alla gestione delle acque costiere. In particolare sono state ipotizzate una diversa situazione nel carico di nutrienti e una diversa posizione di uno scarico. Le simulazioni della durata di un anno sono state condotte con lo stesso set-up idrodinamico e con la stessa parametrizzazione delle equazioni relative alla qualità delle acque, mantenendo lo stesso forcing meteomarinico della simulazione di riferimento, per verificare i cambiamenti del sistema corrispondenti a una diversa gestione della costa.

5.3.1 Incremento

In questo scenario si ipotizza un'incremento dei carichi degli immissari dovuto alla crescita della popolazione e delle attività antropiche e l'incremento delle portate dei depuratori mantenendo costanti le concentrazioni ad esse associate, nell'ipotesi che si mantenga invariata rispetto allo scenario di riferimento la capacità di abbattimento.

In figura 5.21 si riportano i confronti tra le portate dei depuratori: solo per il depuratore di Cannas (Sarroch Mare) non sono previsti incrementi. In tabella 5.3 vi sono i nuovi valori di carico degli immissari, mantenendone costante la portata.

Le mappe di TRIX stagionale hanno valori massimi rispettivamente a 8.6 in

| immissari | | | | | | | | | | |
|-------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| input | nh3 | no3 | po4 | phy | cbod | od | on | op | zoo | |
| | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l | mg/l |
| S.Lucia | 2.25 | 2.25 | 1.4 | 0 | 5 | 12 | 0 | 0 | 0 | |
| F.Mannu + Cixerri | 9 | 9 | 4 | 0 | 90 | 7 | 0 | 0 | 0 | |
| Foxi-poetto | 33 | 33 | 34 | 0 | 79 | 14 | 0 | 0 | 0 | |
| SGE | 2.5 | 2.5 | 1.6 | 0 | 5 | 2.5 | 0 | 0 | 0 | |

Tabella 5.3: Stima dei carichi degli immissari per la simulazione incremento.

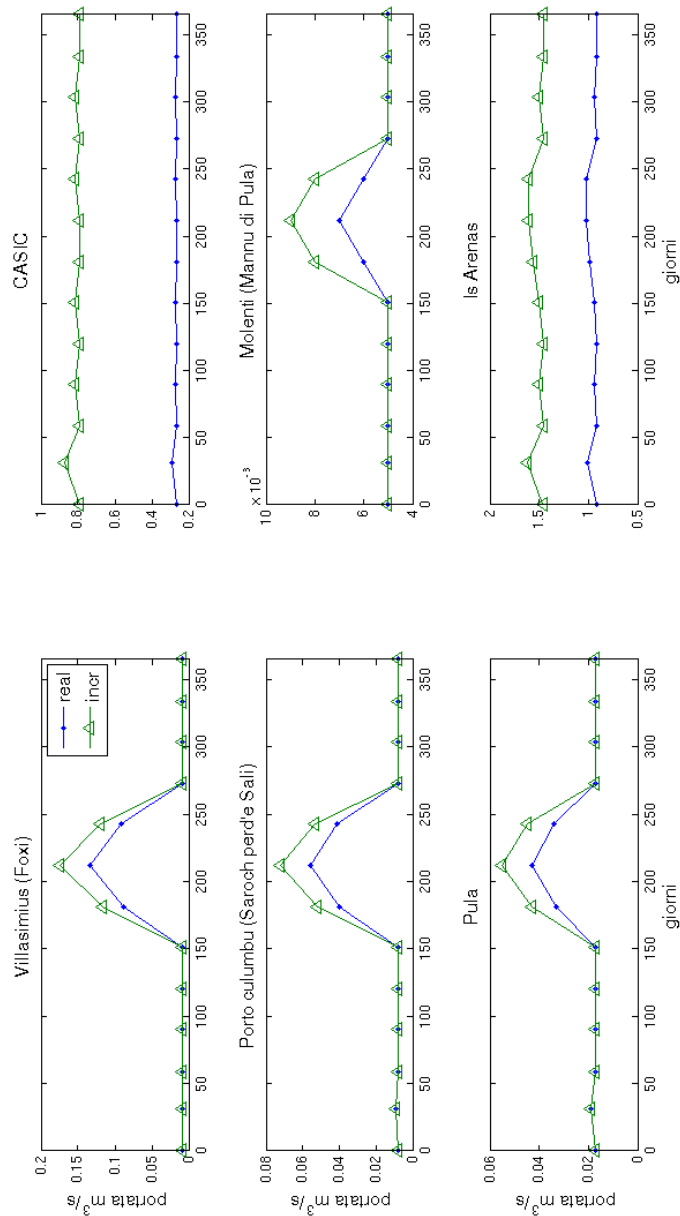


Figura 5.21: Variazione delle portate dei depuratori a parità di carico per lo scenario incremento.

primavera, 8.1 in estate e in autunno e 7.7 in inverno, prevalentemente nelle aree del porto. In primavera, con lo scenario incremento il valore dell'indice passa da mediocre a scadente nella fascia litorale del porto e della costa orientale attigua, insieme alle acque circostanti la foce del Rio Foxi. Le zone di Capo S. Elia e del Poetto e l'estremità a sud di Sarroch passano da una qualità bassa a mediocre. Il peggioramento di qualità in primavera coinvolge quindi tutta la costa tranne la fascia tra il Foxi-Poetto e Villasimius. In estate si ha un deciso peggioramento delle acque nel porto e nelle aree a esso antistanti, nella zona orientale del Poetto e nella fascia costiera a ridosso del Porto Canale. Non ci sono effetti particolarmente evidenti nella fascia occidentale. In autunno la qualità si abbassa a scadente nel porto e nelle estremità del litorale del Poetto. Si passa a una qualità bassa intorno a Capo S. Elia e nell'area di Sarroch.

Rispetto alle mappe della simulazione di riferimento in inverno secondo lo scenario "incremento" aumentano i valori del TRIX in modo notevole nello stagno di S. Gilla e al suo sbocco, nel porto, a destra e sinistra del capo S. Elia e nella fascia a est del Foxi-Poetto.

Anche in questi casi la compromissione delle acque risulta critica passando dallo stato mediocre a scadente. Sono in peggioramento passando da qualità bassa a mediocre la zona litorale del Poetto e l'estrema costa occidentale ai lati di Sarroch. Durante l'inverno quindi la parte più compromessa risulta essere la fascia orientale.

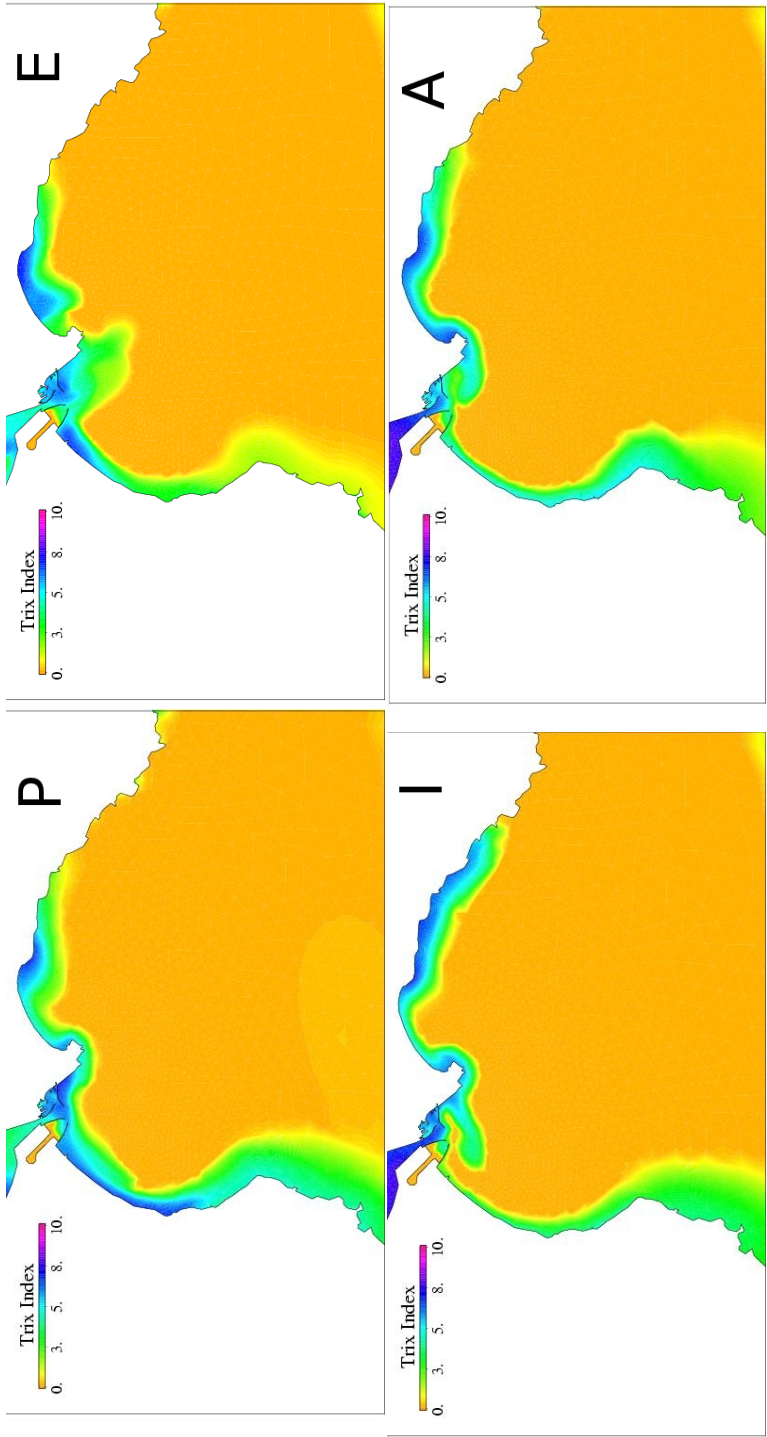


Figura 5.22: Scenario incremento. Mappe dell'indice TRIX. Medie stagionali. Dall'alto a sinistra in senso orario: Primavera, Estate, Autunno e Inverno.

5.3.2 Condotta sottomarina

Lo scenario si differenzia dallo scenario di riferimento per la posizione dello scarico del depuratore di Is Arenas. In questo scenario lo scarico non confluisce nel canale Terramaini ma viene utilizzata la condotta sottomarina di S. Elia per convogliare le acque depurate direttamente nel Golfo.

I valori massimi raggiunti con le medie stagionali sono di 7.6 in primavera, 6.9 in estate, 6.5 in autunno, e 7.5 in inverno, tenendo conto anche dell'area del porto. La simulazione evidenzia che convogliando lo scarico di Is Arenas nella condotta a mare si ha un notevole miglioramento della qualità all'interno del porto, a discapito della fascia costiera. In primavera la zona della condotta raggiunge valori dell'indice di qualità da basso-mediocri a scadente e identico fenomeno accade a una stretta fascia costiera occidentale. In estate si abbassa la qualità dell'area tra la condotta e il porto e della zona subito a occidente del porto canale. Anche la zona da capo S. Elia verso il golfo passa da elevata a bassa qualità fino a dei punti in cui raggiunge lo stato mediocre. Analogo peggioramento, ma con minore intensità, si ha per la punta estrema di Sarroch.

La stagione in cui si registrano le minori differenze è l'autunno in cui si notano solo un certo miglioramento nelle acque del porto a discapito della zona intorno a Capo S. Elia.

In inverno migliora nettamente la situazione nel porto e nello stagno, ma passano a qualità scadente le aree tra il porto e S. Elia, la zona del Foxi-Poetto e parte della fascia occidentale e va notato che, il peggioramento della qualità coinvolge l'intero golfo, probabilmente perché il trasporto legato all'idrodinamica è maggiore in questa stagione.

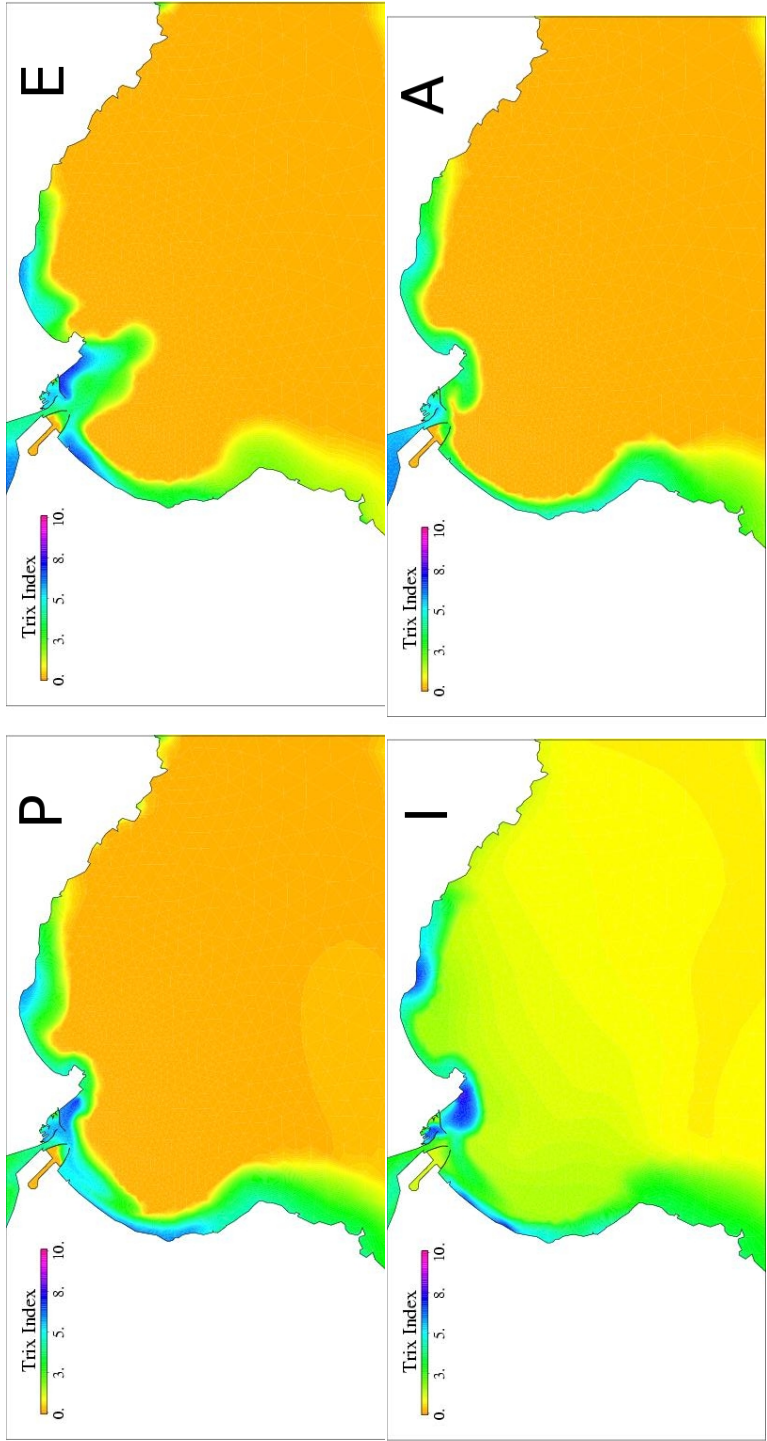


Figura 5.23: Scenario condotta sottomarina. Mappe dell'indice TRIX. Medie stagionali. Dall'alto a sinistra in senso orario: Primavera, Estate, Autunno e Inverno.

5.4 Conclusioni

Il modello numerico ha permesso di individuare alcune caratteristiche nella circolazione del golfo e di metterle qualitativamente in relazione ai principali regimi meteomarinari. Il golfo non risente tanto dell'effetto della marea, che è percepibile invece nello stagno, quanto dell'effetto del vento. In particolare vento di maestrale tende a immettere acqua da largo verso costa con punto di immissione all'altezza della spiaggia del Poetto. Da qui le correnti divergono e seguono due rami costieri, uno diretto ad est verso Villasimius, l'altro verso ovest, doppiando Capo S. Elia, diretto verso Sarroch. In particolare poi l'interazione tra la corrente diretta a ovest, il Capo S. Elia, lo sbocco dello stagno e le strutture del porto cittadino danno luogo alla formazione di una cella inerziale localizzata di fronte allo sbocco dello stagno e all'altezza di Capo S. Elia, che rappresenta un potenziale punto di accumulo di sostanze disciolte e sospese. Il regime di vento di scirocco invece tende a far convergere due correnti costiere provenienti da ovest e da est verso la zona dello sbocco dello stagno di S. Gilla e del porto canale per poi dirigersi verso il largo. Questo tipo di circolazione tende a ripulire la costa, ma si verifica molto più raramente della precedente nel corso dell'anno.

La simulazione della variazione stagionale di temperatura e salinità ha dato risultati soddisfacenti rispetto al confronto con i dati misurati nel corso dei monitoraggi. Si è evidenziato l'effetto della diversa inerzia termica legata alla profondità della colonna e il ruolo di acceleratore nelle variazioni di temperatura svolto dallo stagno di S. Gilla. Il modello ha riprodotto le caratteristiche del mescolamento tra acque costiere e off-shore sia rispetto a temperatura sia rispetto alla salinità.

La simulazione della qualità delle acque ha individuato lo scarico di S. Gilla Est come il più critico per la qualità delle acque del golfo, seguito in ordine di importanza dallo scarico del Foxi-Poetto. Il lavoro dato risultati accettabili come prima sperimentazione, ma modesti in assoluto. Il problema più rilevante è lo sfasamento nella fioritura del fitoplancton che rischia di condizionare la stagionalità nella dinamica anche delle altre variabili. I valori di TRIX risultano in sufficiente accordo con quanto riportato in Servizio Tutela delle Acque, Servizio Idrico Integrato (2002a) anche se si evidenzia la tendenza del modello a sovrastimare i valori, in particolare nell'area del porto. L'andamento stagionale

dell'indice raggiunge i valori più elevati in autunno quando le precipitazioni sono maggiori e quindi anche gli apporti da terraferma alle acque costiere sono più rilevanti.

Gli scenari indicano che l'aumento del carico di nutrienti corrisponde a un peggioramento nella qualità delle acque costiere, mentre lo spostamento della condotta a mare migliora la qualità all'interno del porto a discapito di quella del golfo e della fascia costiera.

Il limiti del lavoro offrono indicazioni rispetto agli aspetti da indagare per lo sviluppo futuro del progetto. Certamente vi sono alcune incertezze rispetto ai dati sperimentali: il fosfato misurato con il monitoraggio risulta quasi sempre al limite di rilevabilità nel golfo; sono state adottate delle semplificazioni rispetto alla ripartizione tra la forma organica e inorganica dei nutrienti; non sono note con precisione le portate dei fiumi e alcune sono state mantenute costanti. Questa prima modellizzazione ha inoltre messo in evidenza alcune carenze nel modello che potrebbero venire risolte in futuro: una sola specie di fitoplancton potrebbe non essere sufficiente per un sistema marino costiero, e il modulo di qualità delle acque deve essere adattato anche in una versione del modello tridimensionale, in considerazione del fatto che la semplificazione del sistema come bidimensionale ha avuto delle ripercussioni già sulla temperatura e può incidere anche sullo sviluppo del fitoplancton. Da ultimo potrebbe essere migliorata la qualità delle condizioni al contorno imposte. In particolare potrebbe essere incrementata la definizione spaziale dei flussi calcolati del modello operativo e assegnati al bordo aperto per tenere conto della circolazione a grande scala, e potrebbero essere ricercate fonti più accurate per impostare le condizioni delle variabili di qualità delle acque assegnate al bordo aperto.

Capitolo 6

Golfo di Oristano e Stagno di Cabras

CAGLIARI, 30 GENNAIO 2008 - *“Un efficace rilancio produttivo della laguna di Cabras non può che passare anche attraverso un compiuto e definitivo risanamento ambientale del compendio”*. È il messaggio che gli assessori regionali della Difesa dell'Ambiente e dell'Agricoltura hanno voluto dare dopo la visita allo stagno. Il golfo di Oristano e lo Stagno di Cabras sono coinvolti nel progetto SIGLA (*Sistema Integrato per monitoraggio e gestione di Laguna e Ambiente*, www.progettosingla.it) che propone e sostiene la realizzazione di un sistema gestionale operativo continuo nel tempo. Il progetto si basa sull'interazione di strumenti GIS, modelli matematici e monitoraggio al fine di valutare e prevedere le dinamiche della laguna e dell'interazione golfo-laguna. Questo strumento integrato, unito allo sviluppo dei sistemi di pianificazione socio-economica e territoriale della Regione Sardegna e degli organi locali (Provincia e Comuni) rende possibile un *“decision making”* oggettivo e basato sulla somma di tutte le informazioni tecnico-scientifiche disponibili e sulle loro interazioni con importanti ricadute in ogni settore. Il progetto prende vita da un lunga convivenza tra ambiente, attività economica e attività di studio e ricerca nel territorio, ma trova la sua piena giustificazione dall'attuazione della L. 152/99 e successive e rappresenta un esempio di quanto sostenuto in questo elaborato.

Lo stagno di Cabras venne definito un ambiente oligo-mesoalino con notev-

ole monotonia di specie negli anni trenta, un ambiente quasi oligotrofico negli anni cinquanta, un bacino ipertrofico negli anni ottanta (Sechi, 2001). Nel monitoraggio dal 1984-1986 si individuò la foce del Rio Tanui come fonte potenziale di eutrofizzazione, e le foci del Rio Mare Foghe e del canale di collegamento a mare vennero indicate come potenzialmente pericolose per la fauna ittica. All'epoca sussistevano le condizioni per un allarme ambientale, dato che la laguna risultava azoto limitata essendo la disponibilità di fosforo all'eccesso. A fine giugno 1999 avveniva una crisi distrofica con collasso dell'ecosistema che compromise l'intero comparto della vita acquatica. Alla base della moria vi era l'inquinamento organico dei sedimenti con condizioni di anossia ed emissione di idrogeno solforato dal sedimento alla colonna d'acqua (Vallerga et al., 1999). La laguna al momento della moria e nel periodo successivo poteva essere definita come ipertrofica e tale si manteneva al monitoraggio del 2000-2001 effettuato all'interno dell'*International Marine Centre* (IMC).

Dal monitoraggio condotto all'interno del progetto SIGLA si hanno i risultati più recenti disponibili sullo stato trofico del golfo di Oristano e dello stagno di Cabras. Il golfo risulta un ambiente stabile a basso arricchimento organico, poco o per nulla stratificato a causa della bassa profondità e dell'elevato dinamismo. Le fioriture di fitoplancton appaiono in primavera, quando i nutrienti disciolti sono maggiori.

Lo stagno di Cabras sembra essere rientrato in condizioni mesotrofiche (fosforo disciolto medio 11.81 ug/l e azoto disciolto medio 75,41 ug/l) con una diminuzione della biomassa fitoplanctonica (22.75 ug/l). La laguna appare fondamentalmente dipendere dagli apporti delle acque dolci e dalla comunicazione a mare. Certamente è necessario il controllo dei volumi in ingresso nella laguna e l'utilizzo di depuratori per i reflui agricoli e urbani (quest'ultimi adottati dal 2001 in alcuni comuni) per evitare che i due tributari, in caso di annate piovose, introducano eccessivi carichi di nutrienti nel sistema. Infatti vi sono ancora evidenze che i due immissari inducono picchi di nutrienti nella colonna d'acqua che poi si ridistribuiscono omogeneamente nel bacino. Ciononostante non si verificano fioriture primaverili di fitoplancton. Il ciclo dell'azoto appare fortemente collegato a una denitrificazione spinta mentre quello del fosforo sembra dipendere dallo scambio con i sedimenti.

In questo studio si affrontano due problemi fondamentali per creare un sistema di gestione efficiente. Un primo aspetto è determinare le scale di trasporto caratteristiche del golfo e dello stagno e la loro influenza reciproca. Questa informazione infatti è determinante nel progettare la gestione dei due bacini. Un secondo aspetto è quello di calibrare una prima versione del modello di qualità delle acque che permetta di integrare i dati acquisiti tramite i monitoraggi, allo scopo di ottenere uno strumento in grado di stimare l'esito dei eventuali scelte di gestione sui carichi di nutrienti afferenti allo stagno oppure, come nel caso presentato, sull'opportunità o meno di favorire gli scambi a mare.

6.1 Metodo d'indagine

L'applicazione del modello è stata finalizzata inizialmente alla valutazione delle scale di trasporto del golfo di Oristano e dello stagno di Cabras in modo da individuare la risposta del sistema ai principali forzanti meteomarinari e da individuare eventuali dipendenze tra i due bacini rispetto alla circolazione. Per quanto riguarda il golfo sono stati calcolati il tempo di residenza e il tempo di transito (Cucco and Umgiesser, 2006a; Umgiesser and Cucco, 2007). Quest'ultimo si definisce come *“il tempo richiesto per una particella d'acqua per uscire dal dominio”* (Wang et al., 2004; Takeota, 1984). Il calcolo del tempo di transito avviene con un approccio lagrangiano: all'inizio della simulazione viene rilasciato un numero statisticamente significativo di traccianti ('boe') distribuiti uniformemente nel dominio, in questo caso all'interno del golfo. Questi traccianti vengono trasportati secondo il campo di correnti calcolate dal modello idrodinamico sulla base dei forzanti prescritti e possono a un certo punto della simulazione uscire dal dominio, ovvero nel caso in esame superare la linea immaginaria che collega i due capi del golfo. Per ciascuna particella viene calcolato il tempo richiesto per uscire dal dominio a partire dalla sua posizione iniziale. In questo modo se ogni elemento del dominio contiene almeno una particella il tempo di transito viene calcolato per ogni elemento della griglia. Per definire le scale di trasporto nel golfo si è esaminato il comportamento del bacino sotto azione di venti ideali di maestrale, libeccio e scirocco (Cucco et al., 2006). Si riportano qui per il golfo solo i risultati relativi al vento di maestrale, in quanto

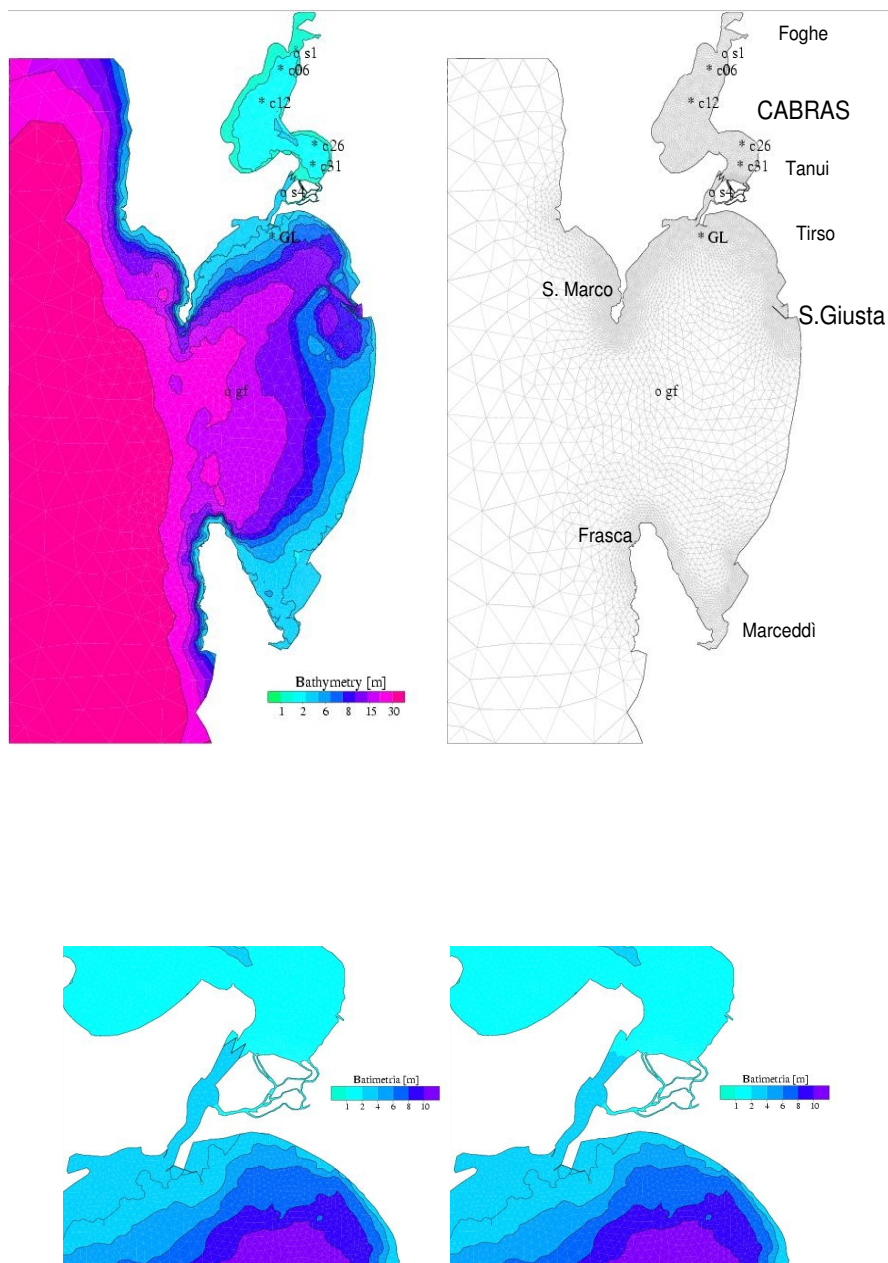


Figura 6.1: Area del Golfo di Oristano e Stagno di Cabras. In alto a sinistra: batimetria, a destra griglia, toponomastica e posizione delle stazioni di qualità delle acque utilizzate per il confronto con i valori sperimentali (c06, c12, c26, c31, GL) e delle stazioni aggiuntive (s1, sf, gf). In basso particolare del dominio e batimetria nella configurazione con scolmatore a sinistra e senza a destra.

il più frequente nel dominio considerato e unico caso in cui è stata possibile una forma di riscontro sul campo. Infatti, in mancanza di dati sperimentali di verifica, sono state confrontate le mappe dei tempi di residenza in caso di maestrale con le mappe di metalli pesanti presenti nel sedimento. In caso di verosomiglianza dei risultati ottenuti sulle scale di trasporto, ci si aspetta di avere un riscontro coerente tra le due informazioni dato che la concentrazione di metalli nei sedimenti avviene comunque secondo processi di deposito, che sono favoriti laddove si hanno lunghi tempi di residenza o fenomeni di intrappolamento.

Anche per lo stagno di Cabras, si sono considerati diversi regimi di venti ideale e per ciascuno è stato calcolato il tempo di residenza, valutando inoltre l'effetto sul tempo di residenza dell'apertura del canale scolmatore (Magni et al., 2008). Anche in questo caso si riportano solo i risultati relativi al caso di maestrale.

Successivamente si è iniziata l'indagine sulla qualità delle acque dello stagno di Cabras utilizzando la griglia accoppiata dei due bacini per poter eventualmente valutare se vi sono delle influenze reciproche a livello di trofia tra golfo e stagno, e per verificare quale influenza potrebbe avere sulle variabili ecologiche l'apertura del canale scolmatore. Sulla base delle informazioni rese disponibili dal monitoraggio eseguito nell'ambito del progetto SIGLA si è tentata una calibrazione del modello con una simulazione condotta con forzanti reali e con geometria del bacino con il canale scolmatore chiuso, ovvero rispondente al caso reale. Quindi i risultati ottenuti sono stati paragonati a quanto simulato dal modello con canale scolmatore aperto.

6.1.1 La griglia di calcolo

La griglia adottata per l'area in esame deriva dall'accoppiamento della griglia dello stagno di Cabras (Ferrarin and Umgiesser, 2005) e della griglia del golfo di Oristano. La griglia finale riportata in figura 6.1 in alto, si compone di circa 15800 elementi e 27200 nodi. I canali di comunicazione tra stagno e golfo sono rappresentati da elementi di dimensione dell'ordine di grandezza dei 10 m. I dati batimetrici sono stati ottenuti da misure in campo e hanno permesso di ricostruire le caratteristiche morfologiche del bacino. Il dominio di calcolo si estende fuori dal golfo con un area rettangolare e presenta dunque 3 bordi

aperti corrispondenti ai lati superiore, inferiore e sinistro del rettangolo. Su questi lati vengono imposte le condizioni forzanti mentre il perimetro del golfo e dello stagno sono considerati come un bordo chiuso, tranne i punti in cui si innestano le bocche dei tributari nel golfo e nello stagno. Da questa griglia è stata prodotta la griglia corrispondente al caso in cui il canale scolmatore venga eliminato (cfr. Fig. 6.1 in basso). .

6.1.2 Il database

La serie temporale di livello è stata ricavata dai dati relativi alle costanti armoniche della marea calcolate per la costa occidentale della Sardegna, e appare avere una forte componente semidiurna con una semiampiezza non superiore ai 10 cm.

Il vento utilizzato nelle simulazioni con forzanti ideali è stato stimato sulla base dell'analisi statistica dei dati raccolti presso la stazione di Oristano nel periodo 1975-1995 in Ferrarin and Umgiesser (2005), e nel caso qui presentato si è adottato un vento di maestrale (NO) con intensità di 10 m/s.

I dati relativi alla mappatura di metalli pesanti sono stati raccolti da sommozzatori durante le campagne di ottobre-dicembre 1997 sui primi 5 cm di sedimento su un grigliato di circa 100 punti (De Falco et al., 2000; Cancemi et al., 2000).

Il vento utilizzato nella simulazione realistica per la qualità delle acque è stato misurato nella stazione di Oristano per tutto l'anno 2006. La direzione prevalente del vento in quest'anno risulta essere il maestrale. La percentuale di casi di venti dal quarto quadrante è 43% mentre nei restanti quadranti in ordine si ottiene il 22%, 18.5% e il 16.5%. La velocità media e massima dal quadrante di maestro arriva rispettivamente ai 2.5 e 9.3 m/s mentre per il quadrante di libeccio si raggiungono valori pari a 1.9 e 7.3 m/s.

Per simulare la qualità delle acque sono state utilizzate informazioni per caratterizzare il regime meteorologico dell'anno in questione. In particolare la pioggia raggiunge valori massimi di 30 mm/giorno nei mesi di novembre, soprattutto, e dicembre. In generale si distingue una stagione secca da giugno ad ottobre e una piovosa da novembre a febbraio. L'evaporazione è stata stimata da modello ed è risultata massima nel periodo estivo. L'umidità relativa risulta

massima nei mesi di giugno, ottobre e dicembre-gennaio quando raggiunge il 100% e tende a mantenerlo per più giorni. La temperatura dell'aria risulta massima in luglio-agosto e minima in dicembre-gennaio con valori rispettivamente di circa 30°C (con picchi a 35°C) e 8°C (con picchi di 2°C).

Come condizioni al contorno relative a temperatura salinità e variabili relative alla qualità delle acque sul bordo esterno del dominio sono stati utilizzati i valori pubblicati da ARPA nel progetto Si.Di.Mar (http://www.minambiente.it/index.php?id_sezione=1111) per la costa occidentale della Sardegna e assegnati come serie temporali spazialmente omogenee lungo tutto il bordo. Sono riportati nelle figure successive gli andamenti annuali di ciascuna variabile raggruppato per ciclo di ciascun elemento (N, P, C, O).

Il monitoraggio del bacino ha fornito i dati di inizializzazione e confronto del modello. Il lavoro sperimentale è stato condotto da novembre 2006 ad agosto 2007 con frequenza quindicinale e i campionamenti sono avvenuti sempre dalle 9:30 alle 11 del mattino per garantire la comparabilità tra aree e campionamenti diversi. Le stazioni di campionamento sono riportate in figura 6.1.

I valori di inizializzazione per ciascuna variabile del modello di qualità delle acque sono stati ricavati dall'interpolazione spaziale su sei stazioni, di cui quattro nello stagno e due nel golfo, a partire dai valori misurati disponibili relativi al mese di gennaio.

Nello stagno procedendo da Nord verso Sud si incontrano diversi immissari che introducono acqua dolce, calore, nutrienti e ossigeno. Essi sono il Rio Mare Foghe e il Rio Tanui, posti entrambi sul lato orientale dello stagno. Il primo si trova nell'estremità settentrionale e il secondo a metà del bacino meridionale. I due tributari intercettano rispettivamente il 60% e il 10% del deflusso del bacino idrografico della laguna (Casula et al., 1998) e hanno un carattere torrentizio, con piene invernali quando le precipitazioni sono abbondanti e magre in estate, quando possono anche esaurirsi. Il progetto ha monitorato anche questi due tributari in due stazioni vicine alle rispettive foci. La portata dei rio Mare Foghe e del Rio Tanui sono state modellate in prima approssimazione con un periodo di piena invernale e di magra estiva che arriva a picchi rispettivamente di 4 e 10 m/s.

Nel golfo il ruolo di immissario è svolto dalla Laguna di S. Giusta e dal fi-

ume Tirso che rappresentano un veicolo di acque raccolte nel bacino scolante retrostante. La laguna di S. Giusta in passato è stata soggetta a fenomeni distrofici che ne hanno ridotto l'elevato valore come peschiera. Il fiume Tirso è tra i principali corsi d'acqua della regione, il suo regime in passato torrentizio, ora è regolamentato per mezzo di sbarramenti e di un bacino di raccolta. Le portate della laguna di S. Giusta e del fiume Tirso sono state mantenute costanti tutto l'anno con valore di portata annuale da letteratura (Sechi et al., 2001; Pisu, 2004; Comando Carabinieri per la Tutela dell'Ambiente, 2004) rispettivamente 2.3 e $4.8 \text{ m}^3/\text{s}$. La laguna di S. Giusta nella modellizzazione è stata caratterizzata come sito produttivo in grado di contribuire anche alla comunità planctonica marina. La temperatura della laguna di S. Giusta e del fiume Tirso è stata considerata costante nel tempo, ritenendo che le loro dimensioni in prima approssimazione possano garantire una relativa inerzia alle fluttuazioni stagionali, mentre quella dei rii afferenti allo stagno di Cabras è stata modellata come variabile seguendo l'andamento della temperatura dell'aria. La salinità di tutti gli immissari è stata mantenuta costante pari a 0 PSU tranne che nella Laguna di S. Giusta a cui è stato assegnato un valore costante pari a 10 PSU essendo comunque una laguna salmastra.

6.1.3 Setup del modello

Per le simulazioni relative alla scala di trasporto nel golfo è stato adottato un timestep di 100 s e uno spin-up di 2 giorni. Il coefficiente di Strickler per la frizione al fondo, omogeneo nello spazio, è stato imposto pari a $32 \text{ m}^{1/3}\text{s}^{-1}$ mentre il coefficiente di drag del vento è stato posto pari a $2.5 * 10^{-3}$. La durata delle simulazioni è di 6 giorni. L'intensità del vento raggiunge il valore di regime dopo 7 ore di simulazione e da qui si mantiene costante fino al termine del calcolo.

Nel simulare il tempo di transito si sono adottate 400.000 particelle, distribuite uniformemente nel golfo, che assicurano che ogni elemento contenga una particella e che il tempo di transito calcolato sia indipendente da un numero maggiore di particelle. Il vento di maestrale di 10 m/s viene prescritto omogeneo nello spazio senza tenere conto dello smorzamento legato alla costa e all'orografia, perchè l'area circostante il golfo è perlopiù pianeggiante. I due

capi del golfo hanno elevazione inferiore a 90 m perciò possono creare solo effetti locali e poco rilevanti sull'intensità del vento e quindi sulla corrente a ridosso dei capi quando soffia il maestrale.

Per la simulazione dei tempi di residenza nello stagno è stato mantenuto lo stesso setup, aggiungendo la marea astronomica che ha un certo effetto sulle basse profondità dello stagno e conducendo le simulazioni sia sulla griglia che rappresenta lo stato attuale, sia su quella che rappresenta il canale scolmatore aperto.

Per la simulazione realistica è stato considerato un tempo di spin-up di 5 giorni in modo da consentire il raggiungimento dello stato stazionario del modello. Il timestep e il valore dei coefficienti è stato mantenuto invariato. La marea è stata imposta come serie temporale di livelli spazialmente omogenea lungo il bordo aperto.

Le simulazioni hanno avuto la durata di un anno con timestep 150 s. Sono state condotte su due griglie numeriche diverse ipotizzando in una lo stato attuale con canale scolmatore chiuso (indicata come SI nelle immagini) e nell'altra la condizione di scolmatore aperto (indicata come NO nelle immagini). Nelle equazioni del momento è stato considerato il termine di Coriolis, lo stress al fondo e lo stress del vento, mentre non sono stati considerati i termini avvettivi non lineari e i termini baroclini.

6.2 Risultati

6.2.1 Scale di trasporto

Quando il golfo è forzato da un vento di maestrale di 10 m/s la circolazione appare principalmente anticiclonica: l'acqua del mare entra da nord in prossimità di Capo S. Marco percorre golfo da Nord verso Sud ed esce nella parte meridionale vicino a Capo Frasca (Fig. 6.2 a sinistra). La corrente entrando segue il canale principale del golfo verso Nord-Est, poi si muove verso Sud generando una corrente costiera piuttosto intensa nella parte centrale del bacino. In complesso si ha una struttura rotatoria con centro a circa metà bacino. Le aree di massima corrente, ovvero superiori a 40 cm/s, sono le zone costiere in prossimità di Capo S. Marco e Capo Frasca e la fascia di costa centrale del golfo.

Le irregolarità nella costa generano delle strutture vorticose più piccole vicino a Capo S. Marco caratterizzate da velocità inferiori a 5 cm/s e vicino ai porti turistici sul lato sottovento. Anche in prossimità di Capo Frasca (Fig. 6.2 in basso a destra) si genera una struttura simile, costituita da un vortice dietro il capo e un'altro vortice in senso opposto all'uscita della laguna di Marceddì nella parte meridionale estrema del golfo. Le zone in cui si generano queste strutture vorticose sono vocate a essere zone di intrappolamento, infatti le strutture sono composte da un centro di bassa velocità mentre la corrente al loro intorno è piuttosto elevata. In particolare il sistema di vortici di fronte alla laguna di Marceddì costituisce un sistema di corrente separato dalla circolazione più ampia del golfo e tende a intrappolare l'acqua al suo interno. Considerando che dalla laguna di Marceddì escono acque che hanno ricevuto i reflui di diverse attività umane, la zona diventa una potenziale area a rischio di accumulo di inquinanti.

Il vento di maestrale è efficace nel rinnovare le acque del golfo: il tempo di residenza medio del bacino infatti è di 1.2 ± 0.8 giorni mentre il tempo di transito medio è di 1.4 ± 1.7 giorni (cfr. Tab. 6.1). Il coefficiente di variazione ha valore 66% per il tempo di residenza e 120% per il tempo di transito rivelando una distribuzione spaziale molto variabile per entrambi. Dall'analisi qualitativa delle mappe in figura 6.3 è evidente un legame inverso tra tempo di residenza e tempo di transito. Considerata la circolazione e la definizione delle grandezze in gioco, il tempo di residenza è minimo a nord, dove viene subito risciaquato l'elemento, e massimo a sud, nei cui elementi passa via via tutto il tracciante prima di uscire; invece il tempo di transito è massimo a nord dove le particelle per uscire devono attraversare tutto il golfo, e minimo a sud, dove escono subito dal bordo del dominio. Dalle mappe è evidente che vi sono delle aree in cui sia il tempo di residenza sia il tempo di transito assumono valori elevati e tali aree coincidono con le zone a strutture vorticose: l'andamento delle due variabili conferma la vocazione di queste aree ad essere zone di intrappolamento per eventuali soluti.

Le mappe di concentrazione dei metalli pesanti nel golfo mostrano una distribuzione non omogenea: si riscontrano dei picchi locali in corrispondenza della bocca della laguna di Marceddì e leggermente a ovest del bordo di Capo Frasca (Fig. 6.2). Le sorgenti di metalli pesanti possono essere legate allo sfruttamento minerario nel recente passato delle zone adiacenti alla laguna, a cui venivano

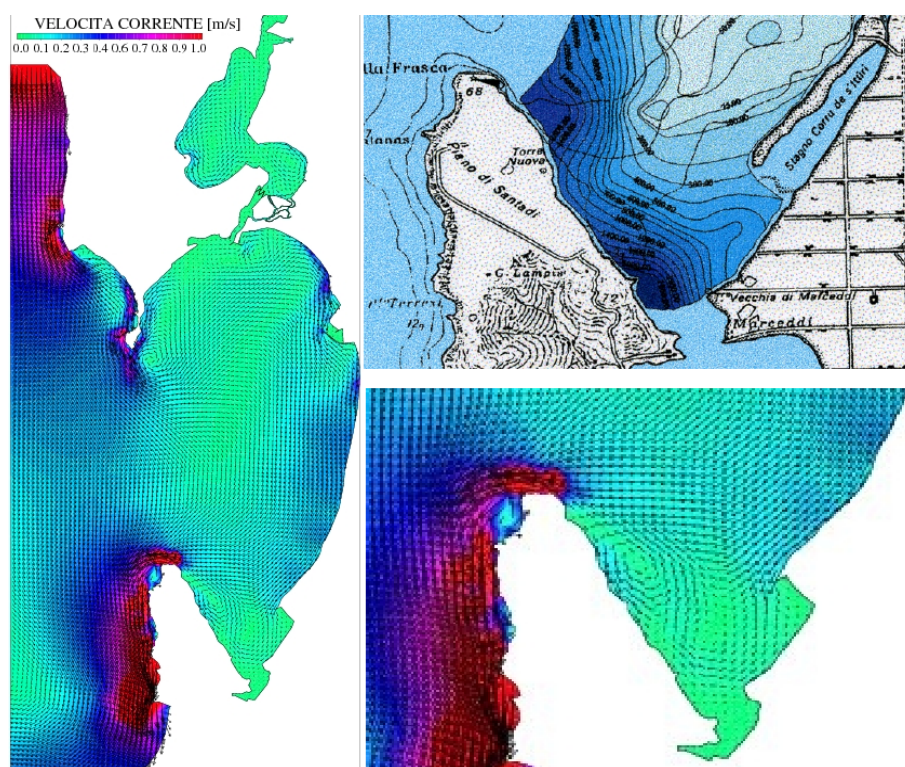


Figura 6.2: Velocità residue nel golfo e confronto indiretto con dati sperimentali. A sinistra: campo di velocità residue con vento di maestrale. In alto a destra: particolare della circolazione residua nell'area tra Capo Frasca e la bocca della laguna di Marceddì. In basso a destra: mappa della distribuzione di Zn nel sedimento superficiale nella stessa area.

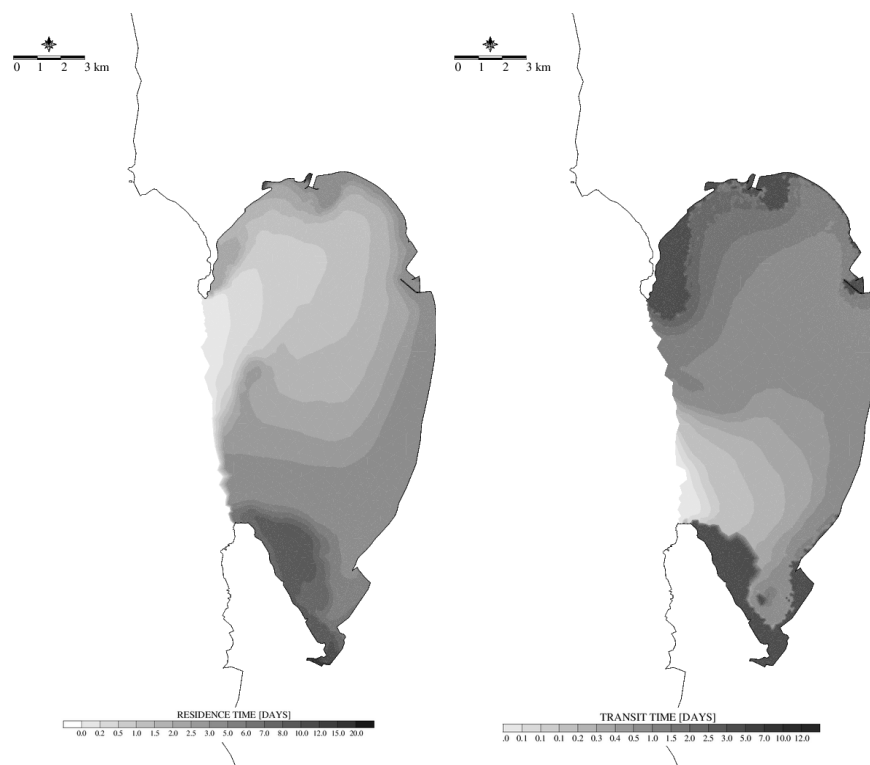


Figura 6.3: Tempo di residenza (a sinistra) e di transito (a destra) calcolati per il golfo di Oristano.

poi addotte le acque di lavorazione (ARPAS, 2007). Queste evidenze sperimentali sono in accordo con la circolazione da maestrale descritta in precedenza, in particolare con l'esistenza di strutture vorticose che possono dare luogo a intrappolamento e quindi ad accumulo nei sedimenti. Questo confronto conferma parzialmente i risultati del modello.

Per quanto riguarda le scale di trasporto nello stagno di Cabras, quando il sistema viene forzato con marea astronomica e vento di maestrale a 10 m/s, la circolazione dell'acqua indotta permette di suddividerlo in due sottobacini: il sottobacino settentrionale, più ampio, in cui si ha un moto rotatorio antiorario e il sottobacino meridionale in cui si riscontrano un paio di strutture vorticose (Appendice Fig. D.2). Le correnti più forti (23-30 cm/s) si producono ai bordi dei vortici, mentre i valori più bassi si riscontrano al centro degli stessi. Le strutture circolatorie dei due sottobacini sono tra loro connesse da una corrente Sud-Nord che garantisce lo scambio di massa, al punto che il vento di maestrale

è relativamente efficace nel ripulire lo stagno. Il tempo di residenza medio dell'intero stagno (Fig. 6.4 a sinistra), è di 29 ± 10 giorni, il tempo di residenza medio del bacino centrale è di 30 ± 19 giorni, mentre quello del bacino meridionale è di 25 ± 10 giorni (cfr. Tab. 6.1). I tempi di residenza più bassi corrispondono in questo scenario alla parte settentrionale dello stagno che viene ripulita oltre che dalla circolazione anche dall'ingresso di acqua dolce proveniente dal Rio Mare Foghe, mentre nel sottobacino meridionale i tempi di residenza inferiori corrispondono alla foce del Rio Tanui. Si distingue all'estremità settentrionale dello stagno un'area con tempo di residenza elevato che tende a essere isolata dalla restante circolazione sia a causa della conformazione della costa sia per effetto della foce del Rio Mare Foghe.

L'apertura del canale scolmatore favorisce lo scambio legato al fenomeno di marea e comporta una riduzione del tempo di residenza su tutto il bacino (Fig. 6.4 a destra). Il valore medio per tutto il bacino con questa geometria risulta infatti pari a 22 ± 15 giorni con valori per il sottobacino centrale e meridionale rispettivamente di 24 ± 12 giorni e 18 ± 10 giorni. Quindi l'apertura del canale scolmatore comporta una riduzione sul tempo di residenza medio del bacino di 7 giorni e in particolare di 5 giorni sul sottobacino centrale e 7 giorni sul sottobacino meridionale. Quest'ultimo è quello che beneficia maggiormente dell'apertura del canale: il tempo di residenza del sottobacino meridionale manifesta in questo caso un nuovo gradiente crescente tra il canale e l'estremità più lontana del sottobacino. Questo effetto è legato all'incremento delle correnti di marea lungo il canale di connessione golfo-laguna, laddove con la geometria attuale si assisteva a una zona di bassa velocità e ristagno (Fig. 6.4 in basso). In particolare beneficia di questa rinnovata circolazione l'area a ridosso della diga dal lato stagno. Infatti l'area intorno allo sfioratore, che prima corrispondeva a zona di bassa velocità ed era una zona isolata sia dal diretto flusso mareale sia dalla circolazione del bacino indotta dal vento, ora viene investita direttamente dalle correnti mareali che fluiscono attraverso il canale scolmatore. Per contro i canali di connessione con lo scolmatore aperto non sono più i principali veicoli della marea e la corrente che li percorre tende a diminuire di intensità e questo potrebbe favorire il loro interrimento.

I flussi golfo-laguna quadruplicano ($200 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ a fronte di $50 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$) con

| golfo | TR | TT | |
|---------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | 1.2 ± 0.8 | 1.4 ± 1.7 | |
| stagno | TR_{tot} | TR_{cen} | TR_{sud} |
| SI SCOLM | 29 ± 10 | 30 ± 19 | 25 ± 10 |
| NO SCOLM | 22 ± 15 | 24 ± 12 | 18 ± 10 |
| differenza | 7 | 6 | 7 |

Tabella 6.1: Tempi di residenza (TR) e transito (TT) nel golfo. Tempi di residenza nello stagno con e senza canale scolmatore, sull'intero bacino (TR_{tot}), sul sottobacino centrale (TR_{cen}) e sul sottobacino meridionale TR_{sud}.

l'apertura dello scolmatore, la circolazione del golfo risente localmente allo sbocco del canale per le maggiori intensità delle correnti mareali che investono l'area di foce e l'adiacente costa settentrionale.

6.2.2 Qualità delle acque

Il primo risultato ottenuto è stata la calibrazione del modello rispetto alle misure disponibili di confronto. Nella figura 6.1 sono visibili le stazioni c06, c12, c26 e c31 nello stagno e la stazione GL, posta nel golfo davanti allo stagno. A queste stazioni si affiancano le stazioni s1 all'estremo Nord dello stagno, s4 nel canale e gf nel mezzo del golfo.

Dalle simulazioni con canale scolmatore chiuso per ciascuna variabile è stata calcolata la media stagionale simulata per ciascuna stazione che è stata confrontata con i valori medi stagionali e le rispettive deviazioni standard ottenuti dalle misure di monitoraggio. I risultati ottenuti sono riportati tabella 6.2 per lo stagno e per il golfo.

L'evoluzione annuale di temperatura e salinità prodotta dal modello è visibile in Fig. 6.5 in cui sono riportate le stazioni c06, all'estremo nord dello stagno, e GL, nel golfo di fronte allo sbocco del canale scolmatore. Insieme all'andamento temporale simulato sono riportate nella figura i valori delle medie stagionali ottenuti dalle misure in campo. Il confronto con le medie stagionali ricavate dai valori sperimentali ha evidenziato come la temperatura da modello risulta leggermente sovrastimata in estate e sottostimata in inverno sia nello stagno, sia nel golfo. Ragione di questo comportamento può essere un errore nella stima dei

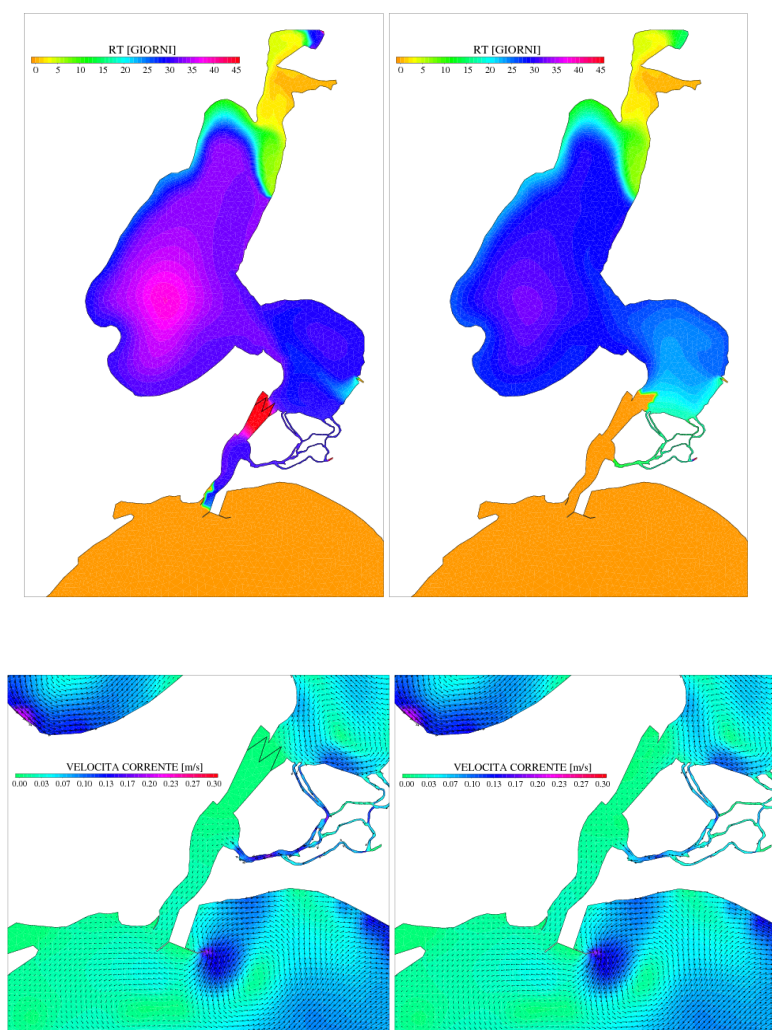


Figura 6.4: Tempo di residenza nello stagno di Cabras con vento da maestrale. Particolare della circolazione residua del collegamento a stagno-mare con e senza canale scolmatore.

| STAGNO con Scolmatore | | | | | GOLFO con Scolmatore | | | |
|-----------------------|------------|--------------|---------|---------|-----------------------|------------|---------|---------|
| Temperatura [T] | Media sim. | Dev.Std. sim | Media | Dev.Std | Temperatura [T] | Media sim. | Media | Dev.Std |
| Inverno | 10.09 | 0.23 | 12.98 | 1.75 | I | 13.08 | 14.65 | 1.71 |
| Primavera | 19.57 | 0.11 | 16.39 | 1.71 | P | 16.89 | 16.06 | 2.2 |
| Estate | 26.66 | 0.18 | 26.48 | 3.7 | E | 23.8 | 22.32 | 1.86 |
| Autunno | 13.84 | 0.26 | n.d. | n.d. | A | 17.5 | n.d. | n.d |
| Salinit [PSU] | Media sim. | Dev.Std. sim | Media | Dev.Std | Salinit [PSU] | Media sim. | Media | Dev.Std |
| I | 8.23 | 1.63 | 14.67 | 2.6 | I | 36.99 | 37.42 | 0.35 |
| P | 7.19 | 2.88 | 9.48 | 1.75 | P | 37.45 | 37.13 | 1.39 |
| E | 15.41 | 8.62 | 13.34 | 2.9 | E | 37.37 | 38.09 | 0.34 |
| A | 14.51 | 4.84 | n.d. | n.d. | A | 37.3 | n.d. | n.d. |
| Ossigeno [mg O/l] | Media sim. | Dev.Std. sim | Media | Dev.Std | Ossigeno [mg O/l] | Media sim. | Media | Dev.Std |
| I | 9.17 | 0.26 | 10.35 | 2.01 | I | 7.97 | 8.48 | 0.74 |
| P | 8.03 | 0.35 | 8.48 | 0.74 | P | 7.39 | 6.82 | 1.85 |
| E | 6.25 | 0.29 | 5.85 | 1.1 | E | 6.53 | 6.58 | 1.23 |
| A | 8.22 | 0.27 | n.d. | n.d. | A | 6.87 | n.d. | n.d. |
| Ammonio [mg N/l] | Media sim. | Dev.Std. sim | Media | Dev.Std | Ammonio [mg N/l] | Media sim. | Media | Dev.Std |
| I | 0.0325 | 0.014 | 0.0437 | 0.0378 | I | 0.0028 | 0.00224 | 0.0021 |
| P | 0.0417 | 0.0081 | 0.0542 | 0.02716 | P | 0.0021 | 0.0035 | 0.00308 |
| E | 0.0382 | 0.0128 | 0.0392 | 0.02576 | E | 0.0018 | 0.00266 | 0.0021 |
| A | 0.0342 | 0.0089 | n.d. | n.d. | A | 0.0024 | n.d. | n.d. |
| Nitrato [mg N/l] | Media sim. | Dev.Std. sim | Media | Dev.Std | Nitrato [mg N/l] | Media sim. | Media | Dev.Std |
| I | 0.0095 | 0.0027 | 0.01106 | 0.00882 | I | 0.0017 | 0.0007 | 0.00028 |
| P | 0.005 | 0.0005 | 0.00224 | 0.00266 | P | 0.0013 | 0.00154 | 0.00126 |
| E | 0.003 | 0.0011 | 0.00098 | 0.00196 | E | 0.0012 | 0.0007 | 0.00042 |
| A | 0.0063 | 0.0023 | n.d. | n.d. | A | 0.0017 | n.d. | n.d. |
| Fosfato [mg P/l] | Media sim. | Dev.Std. sim | Media | Dev.Std | Fosfato [mg P/l] | Media sim. | Media | Dev.Std |
| I | 0.008 | 0.0008 | 0.00341 | 0.00217 | I | 0.0007 | 0.00093 | 0.00031 |
| P | 0.0098 | 0.0009 | 0.00372 | 0.00496 | P | 0.0009 | 0.00186 | 0.00217 |
| E | 0.008 | 0.0028 | 0.00434 | 0.00124 | E | 0.0007 | 0.00093 | 0.00031 |
| A | 0.0083 | 0.0012 | n.d. | n.d. | A | 0.0008 | n.d. | n.d. |
| Fitoplancton [mg C/l] | Media sim. | Dev.Std. sim | Media | Dev.Std | Fitoplancton [mg C/l] | Media sim. | Media | Dev.Std |
| I | 0.5129 | 0.2415 | 1.1904 | 0.7974 | I | 0.0329 | 0.0372 | 0.015 |
| P | 0.6839 | 0.3663 | 0.522 | 0.0204 | P | 0.0307 | 0.0489 | 0.0219 |
| E | 0.5552 | 0.08 | 0.3357 | 0.0987 | E | 0.036 | 0.0192 | 0.0114 |
| A | 0.446 | 0.1346 | n.d. | n.d. | A | 0.0216 | n.d. | n.d. |

Tabella 6.2: Stagno di Cabras: confronto medie stagionali e deviazione standard da modello (Media sim.) con i valori medi stagionali sperimentali (Media). Golfo: medie stagionali da modello (Media sim) a confronto con i valori medi stagionali sperimentali (Media).

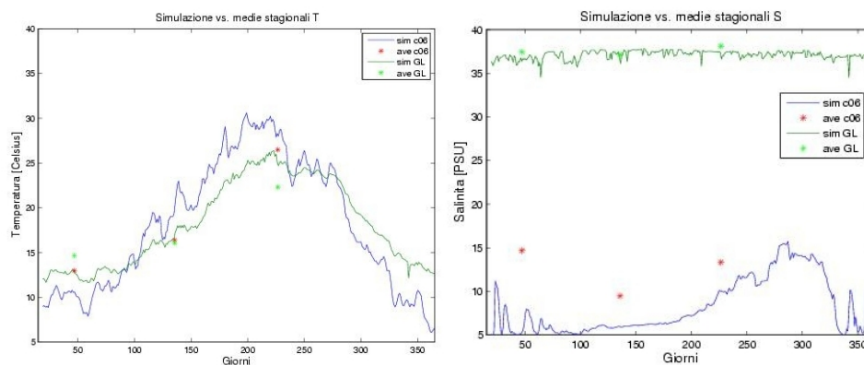


Figura 6.5: Confronto con i dati delle serie temporali di temperatura (a sinistra) e salinità (a destra), calcolate dal modello per le stazioni c06 e GL con le rispettive medie sperimentali.

dati di input di evaporazione e/o di copertura nuvolosa che sono state calcolate dal modello secondo formule empiriche. La salinità da modello nello stagno risulta inferiore a quella dei dati in modo notevole in inverno, e meno marcato in estate. A tale proposito va ricordata l'incertezza nelle portate dei rii che sfociano nello stagno e nella loro eventuale salinità. La salinità del golfo risulta solo leggermente sottostimata.

In figura 6.11 in alto, si riportano le mappe spaziali delle medie stagionali per la salinità. Da sinistra verso destra si susseguono inverno, primavera, estate ed autunno. In inverno la salinità dello stagno è molto bassa, soprattutto in corrispondenza della foce del rio Mare Foghe e dello sbocco dei canali di connessione. Le zone in cui è più elevata sono in corrispondenza della diga dello scolmatore e dell'estremità settentrionale dello stagno, ovvero nelle aree più lentiche del sistema. La salinità cresce gradualmente procedendo dallo stagno verso il golfo, mantenendo valori relativamente bassi nei canali, che si confermano quindi come veicolo di scambio nella circolazione golfo-stagno. La salinità ha quindi valori più bassi nel bacino centro-settentrionale dello stagno e valori più alti nel bacino meridionale. Nel golfo è leggermente inferiore in corrispondenza della costa allo sbocco del canale scolmatore, in corrispondenza del porto industriale e delle lagune di S Giusta e di Marceddì. In primavera i valori di salinità sono minimi nello stagno a causa dell'apporto di acque dolci e la diluizione arriva fino a ridosso della diga del canale scolmatore, mentre riprende

a crescere gradualmente procedendo verso il golfo. In estate i valori aumentano in tutto lo stagno seguendo un gradiente crescente in direzione sud-nord, in conseguenza della diminuzione dell'apporto di acque dolci e quindi dell'incremento dell'influenza delle acque marine. I valori più elevati si trovano in corrispondenza delle foci dei canali confermandone il ruolo nella circolazione. In autunno i valori aumentano nel bacino centrale e nei pressi della diga dello scolmatore, ma diminuiscono in quello meridionale, in conseguenza a un limitato apporto di acque dolci e al rimescolamento autunnale.

Il confronto tra i risultati ottenuti dalla simulazione con scolmatore chiuso e medie stagionali sperimentali per le stazioni c06 e GL è riportato in Fig. 6.6 per le variabili considerate dal modello di qualità delle acque. L'ossigeno disciolto simulato appare in sufficiente accordo con i dati sia nello stagno, sia nel golfo. Del CBOD si riportano solo i valori simulati, dato che non sono disponibili le medie sperimentali. I risultati ottenuti per le altre variabili ecologiche quali nutrienti e fitoplancton hanno risentito dell'ampia variabilità degli input e della mancanza di informazioni relative alle caratteristiche dello zooplankton, ciononostante la simulazione si è mantenuta nell'ordine di grandezza delle misurazioni. La variabile simulata che maggiormente si discosta dalle stime sperimentali è l'ortofosfato, per la quale si auspica di poter adottare nel futuro stime degli input più precise e, in un secondo tempo, di considerare eventuali scambi con i sedimenti. L'ammonio appare sottostimato dal modello in inverno, mentre il nitrato risulta sovrastimato nel periodo estivo. Il fitoplancton si mantiene nell'ordine di grandezza delle misure.

Le mappe stagionali per ossigeno sono visibili in Fig. 6.12 nella riga superiore. Durante l'inverno il tenore di ossigeno nello stagno è elevato tranne nell'estremità settentrionale e in corrispondenza della diga dello scolmatore (zone lentiche). I valori sono più alti nello stagno rispetto al golfo a causa della minore profondità e dell'apporto di acque dolci. Nel golfo la zona con valori più bassi corrisponde al porto industriale. In primavera l'ossigeno si abbassa nel golfo per l'innalzarsi delle temperature, le zone con valori più bassi di ossigeno corrispondono all'area di costa, al porto industriale e alla zona di Marceddi. Nello stagno si mantengono valori elevati soprattutto alla foce del Rio Mare Foghe, per l'apporto di acque dolci e perchè le basse profondità garantiscono maggiore

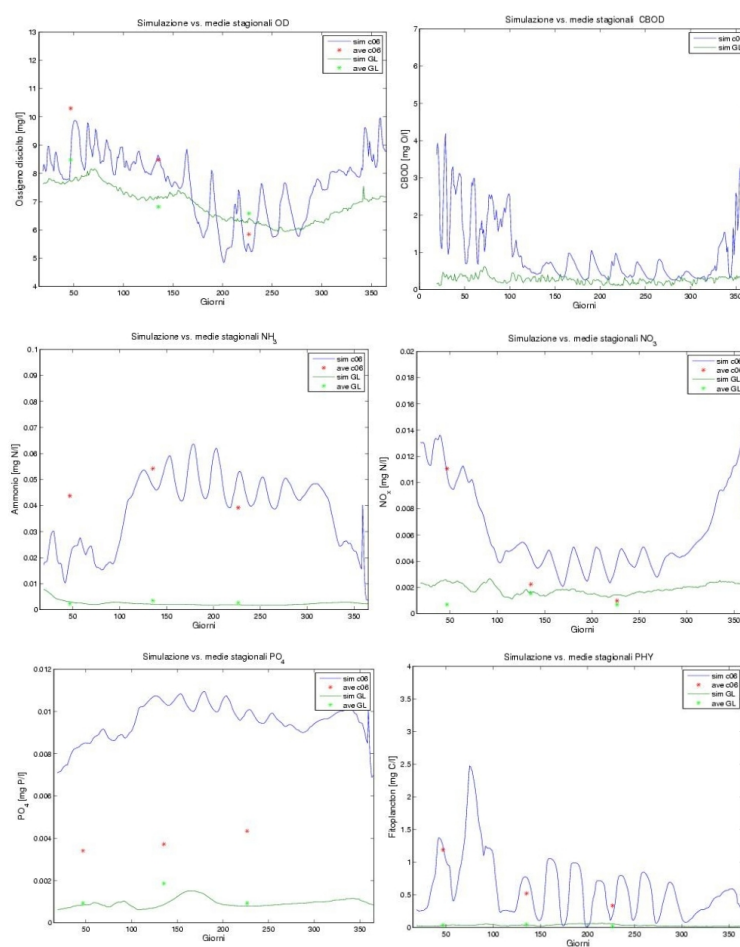


Figura 6.6: Confronto con i dati delle serie temporali per le variabili ossigeno disciolto, CBOD, ammonio, nitrato, fosfato e fitoplancton calcolate dal modello per le stazioni c06 e GL con le rispettive medie sperimentali disponibili.

efficacia nella riareazione. Le zone con concentrazioni minori sono quella in corrispondenza della diga dello scolmatore e dell'estremità settentrionale dello stagno. In estate il tenore di ossigeno si abbassa su tutto il dominio a causa delle temperature e della carenza nell'apporto di acque dolci. I valori maggiori si individuano nelle zone centrali del golfo e dello stagno. In autunno l'ossigeno aumenta in tutto il golfo e ancora di più nello stagno. I minimi si concentrano nella zona settentrionale e alla diga dello scolmatore mentre i massimi valori si hanno in corrispondenza della foce del Rio Mare Foghe.

Durante l'inverno la concentrazione dei nutrienti risulta bassa nel golfo, ma elevata nello stagno a eccezione del rio Mare Foghe. In primavera cresce per il contributo dalle acque fluviali, per diminuire in estate e in parte anche in autunno a causa della assimilazione fitoplanctonica, della riduzione delle portate fluviali e della diluizione che coinvolge il bacino meridionale.

Le zone che si caratterizzano per un potenziale rischio per accumulo di nutrienti e abbassamento del valore di ossigeno sono dunque l'estremità settentrionale e la diga dello scolmatore nello stagno; il porto industriale e l'area di Marceddi nel golfo.

6.3 Scenario con scolmatore aperto

La stessa simulazione annuale con forzanti e condizioni al contorno realistiche è stata condotta utilizzando la griglia in cui il canale scolmatore è stato aperto. Il confronto dei risultati ottenuti per la temperatura con lo scolmatore aperto rispetto allo scolmatore chiuso non ha prodotto delle differenze rilevanti nelle stazioni considerate. In figura 6.7 è riportato invece il confronto per le stazioni c06, c26, c01 e GL dei risultati relativi alla salinità. Il confronto tra i due scenari è stato fatto anche per le variabili di qualità delle acque di cui si riporta quello relativo all'ossigeno disciolto, ammonio, fosfato e fitoplancton (cfr. Fig. 6.8, 6.9 e 6.10). La simulazione con canale scolmatore chiuso è indicata con SI in legenda mentre NO indica che lo scolmatore è aperto.

Per la salinità è evidente che in tutte le stazioni tranne quella nel golfo l'apertura dello scolmatore comporta un'aumento notevole della salinità tanto maggiore quanto più procede la stagione calda e che assieme a questo effetto

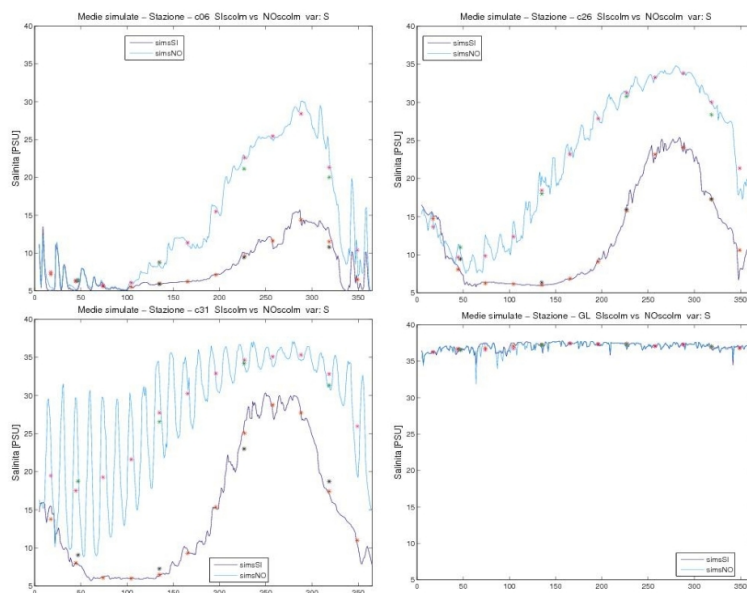


Figura 6.7: Confronto di serie temporali di salinità calcolate dal modello per le stazioni c06 in alto a sinistra, c26 in alto a destra, c26 in basso a sinistra e GL in basso a destra. A confronto lo stato attuale con canale scolmatore chiuso (SI) e aperto (NO).

si inizia a sentire l'effetto dell'oscillazione mareale mentre con lo scolmatore chiuso questa componente del segnale si perdeva a causa degli attriti nei canali che funzionavano da filtro.

L'ossigeno disciolto non manifesta differenze per la stazione nel golfo mentre riporta un leggero incremento nelle stazioni nello stagno. I nutrienti con l'apertura del canale scolmatore non manifestano variazione nel golfo mentre hanno una certa riduzione nello stagno soprattutto nella stazione c26 che è posta nel bacino meridionale. Il fitoplancton appare raggiungere valori talvolta inferiori nella fioritura.

Le corrispondenti mappe stagionali di salinità e ossigeno sono riportate rispettivamente in figura 6.11 e 6.12 nella riga in basso. L'apertura della diga che impedisce la comunicazione diretta tra golfo e stagno produce l'aumento progressivo della salinità dello stagno a partire dal canale scolmatore e procedendo verso nord. In inverno l'aumento di salinità è molto evidente nel bacino meridionale dello stagno e con lo scolmatore aperto si distinguono nettamente un bacino centro-settentrionale oligoalino e un bacino meridionale polialino. In pri-

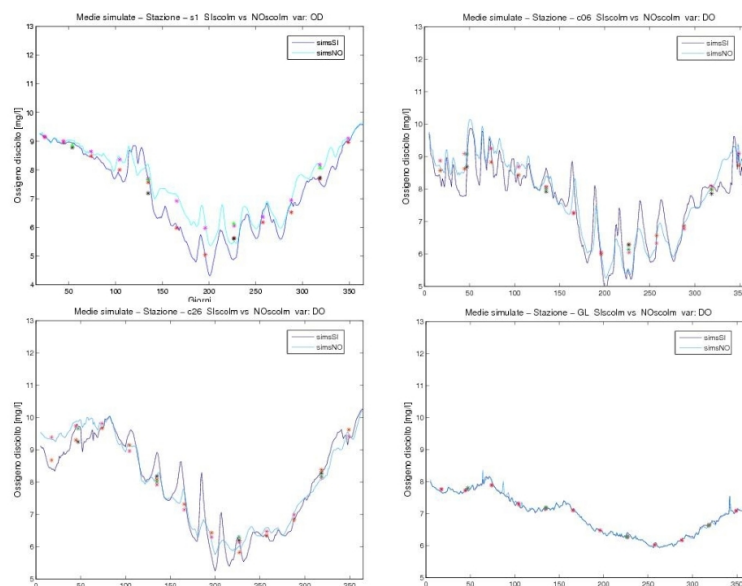


Figura 6.8: Confronto di serie temporali di ossigeno disciolto calcolate dal modello per le stazioni s1 in alto a sinistra, c06 in alto a destra, c26 in basso a sinistra e GL in basso a destra. A confronto lo stato attuale con canale scolmatore chiuso (SI) e aperto (NO).

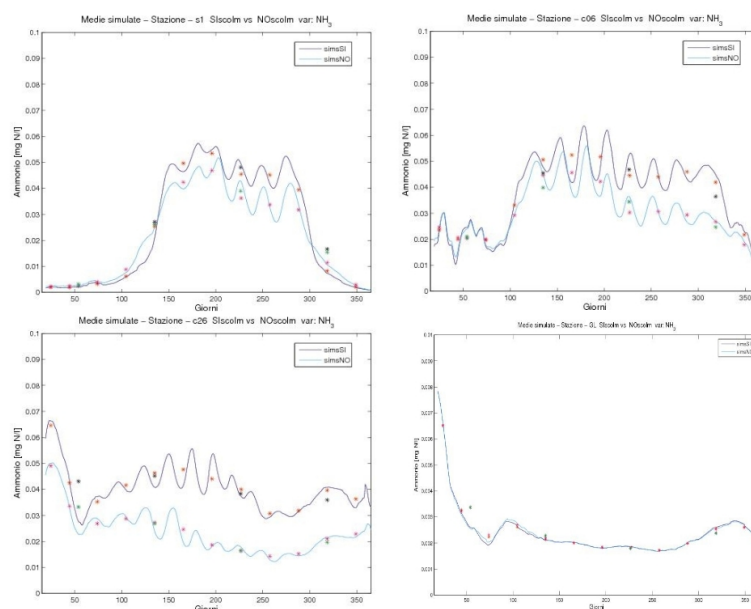


Figura 6.9: Confronto di serie temporali di ammonio calcolate dal modello per le stazioni s1 in alto a sinistra, c06 in alto a destra, c26 in basso a sinistra e GL in basso a destra. A confronto lo stato attuale con canale scolmatore chiuso (SI) e aperto (NO).

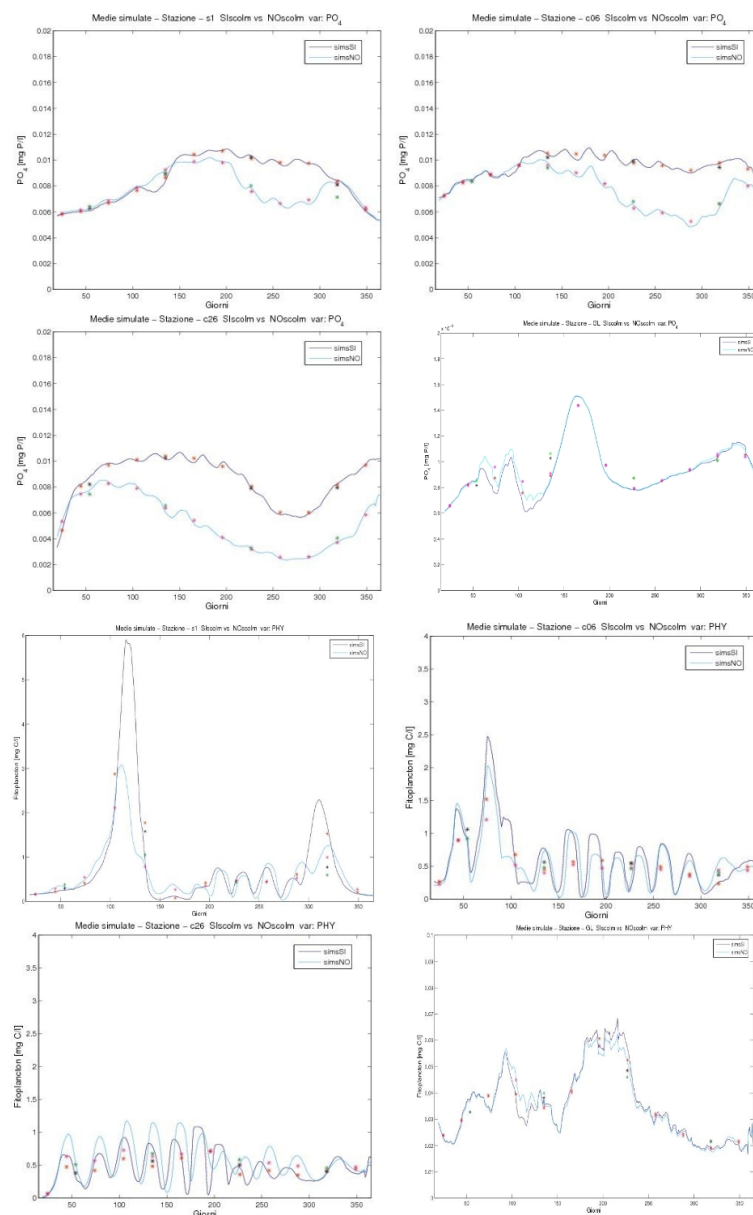


Figura 6.10: Confronto di serie temporali di fosfato (sopra) e fitoplancton (sotto) calcolate dal modello per le stazioni s1 in alto a sinistra, c06 in alto a destra, c26 in basso a sinistra e GL in basso a destra. A confronto lo stato attuale con canale scolmatore chiuso (SI) e aperto (NO).

mavera con la nuova situazione l'incremento di salinità del bacino sud continua a crescere e inizia a coinvolgere anche il bacino centrale, solo l'area settentrionale dello stagno resta simile al caso di riferimento. In estate l'aumento della salinità coinvolge tutto lo stagno tranne l'estremità settentrionale. In autunno la salinità cresce nel bacino centrale mentre inizia a diminuire nel bacino meridionale, probabilmente per effetto del rimescolamento e della ripresa di vigore delle portate fluviali. L'unica zona simile al riferimento infatti è quella della foce del Rio Mare Foghe.

L'ossigeno invernale risulta più elevato con lo scolmatore aperto rispetto al caso di riferimento e anche in questo caso decresce progressivamente dallo stagno verso il golfo e dal centro del golfo verso la costa. In primavera il tenore di ossigeno del golfo è leggermente inferiore rispetto al caso di riferimento, ma la distribuzione è del tutto simile. In estate l'ossigeno diminuisce con lo scolmatore aperto al centro del golfo, ma è maggiore nell'estremità settentrionale, mentre in autunno la concentrazione assume nuovamente valori elevati, leggermente inferiori nello stagno rispetto al riferimento per la maggiore diluizione prodotta dalle acque del golfo.

Rispetto ai nutrienti l'apertura della diga contribuisce decisamente alla loro diluizione nello stagno soprattutto nel bacino meridionale inclusi i canali laterali. I nutrienti hanno comunque un massimo di concentrazione in primavera, ma inferiore al caso con scolmatore presente, soprattutto per quanto riguarda il bacino meridionale. In estate e in autunno le concentrazioni elevate che si trovavano con lo scolmatore chiuso si ritrovano solo nell'estremità settentrionale.

6.4 Conclusioni

Le scale di trasporto per il golfo risultano essere di pochi giorni in caso di vento di maestrale e la circolazione appare di tipo anticiclonico. Si sono individuate due aree a ridosso dei capi che delimitano il golfo, che in base al gioco delle correnti con vento di maestrale sono caratterizzate da elevati tempi di residenza e di transito. Queste zone sono probabilmente soggette a fenomeni di intrappolamento e questa ipotesi trova un certo riscontro sperimentale con la distribuzione di zinco nel sedimento.

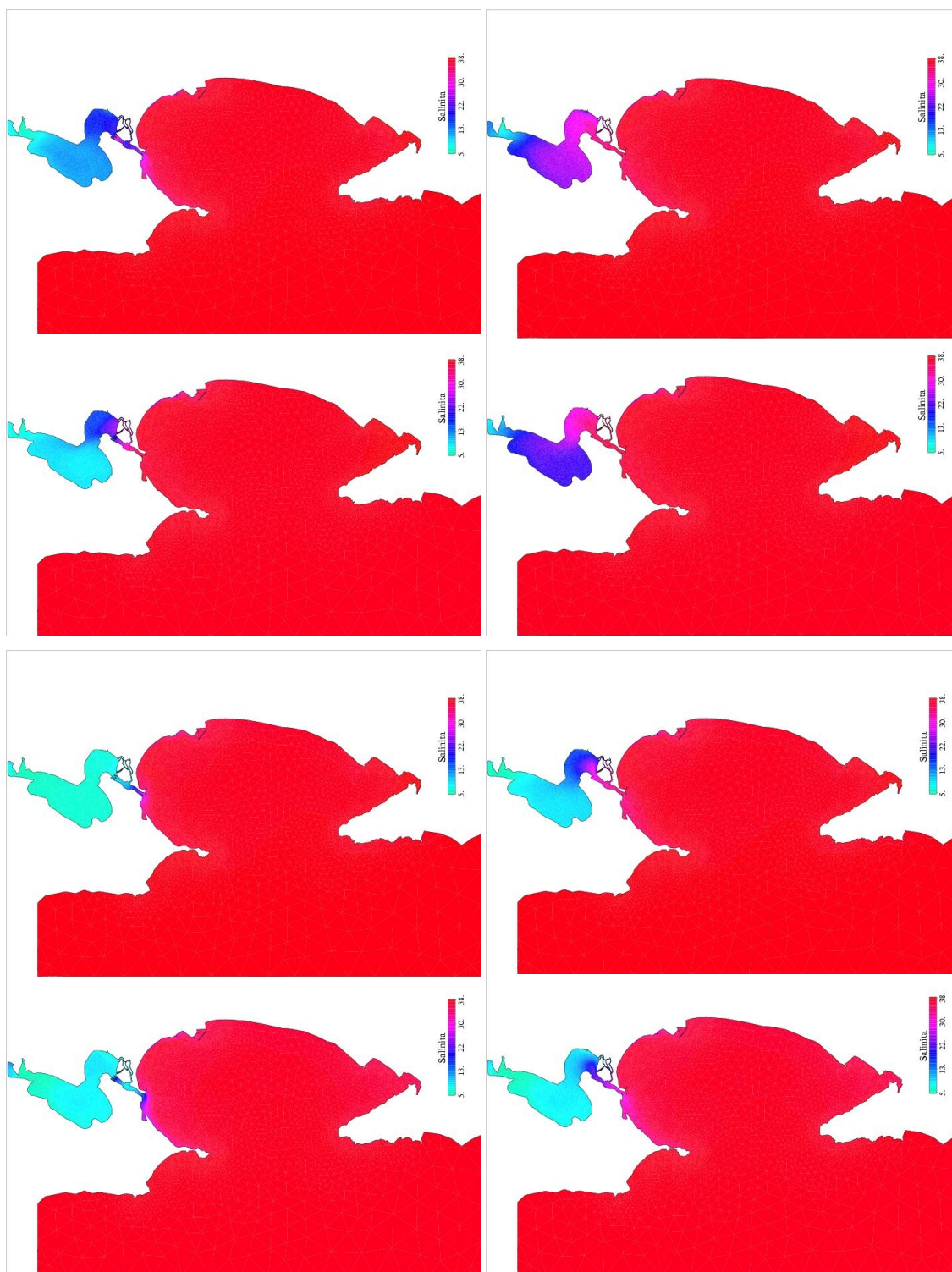


Figura 6.11: Mappe spaziali stagionali di salinità di tutto il bacino. La riga in alto corrisponde allo scenario con canale scolmatore, la riga in basso allo scenario senza canale scolmatore. Da sinistra verso destra: inverno, primavera, estate e autunno.

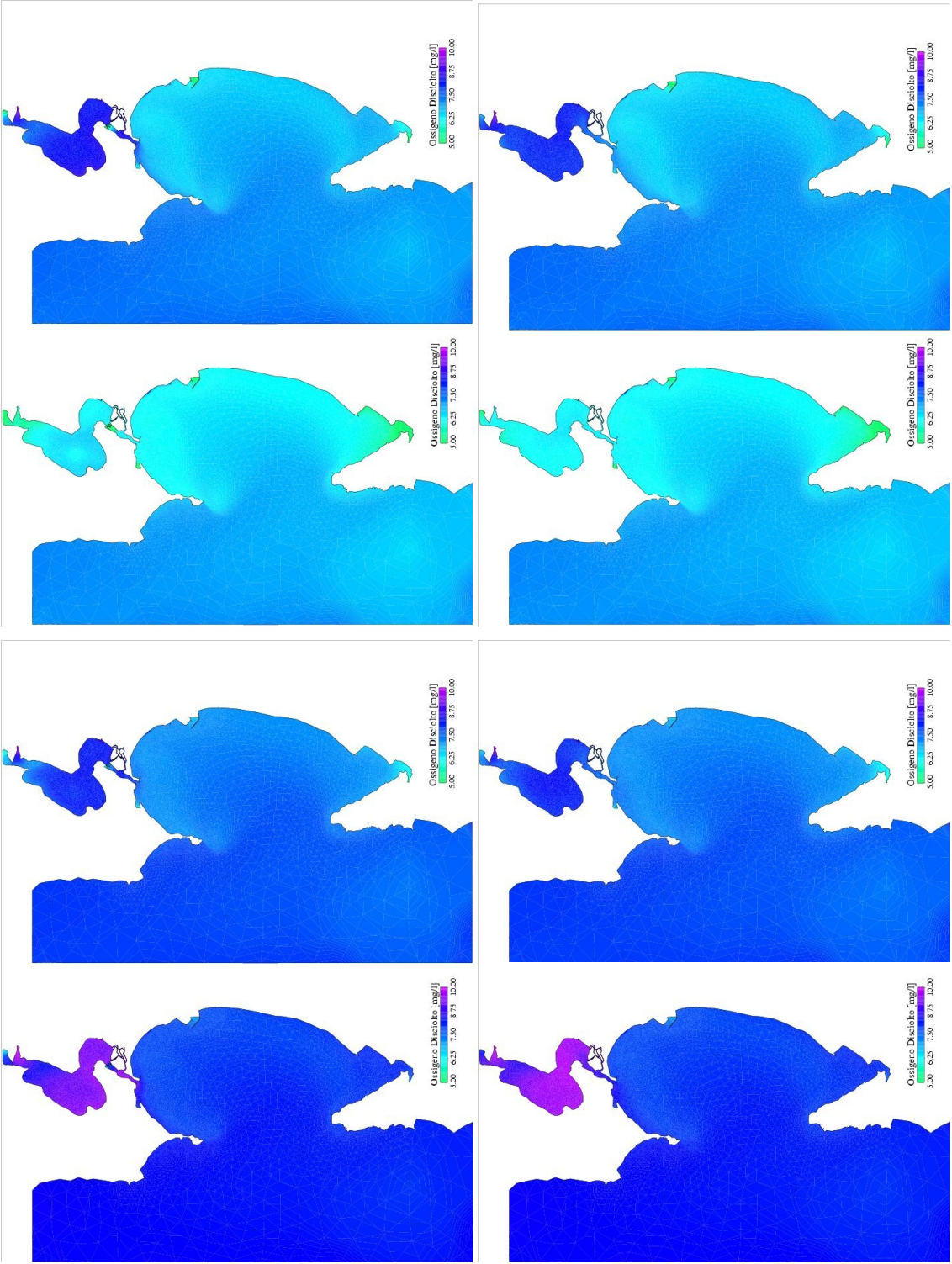


Figura 6.12: Mappe spaziali stagionali di ossigeno disciolto di tutto il bacino. La riga in alto corrisponde allo scenario con canale scolmatore, la riga in basso allo scenario senza canale scolmatore. Da sinistra verso destra: inverno, primavera, estate e autunno.

Per quanto riguarda lo stagno di Cabras con vento di maestrale si distinguono due sottobacini: uno centrale, più ampio, caratterizzato da un'unica struttura circolatoria antioraria e uno meridionale caratterizzato dalla presenza di due strutture vorticosi. Si può distinguere inoltre un'ulteriore area nell'estremità settentrionale dello stagno che si caratterizza per elevati tempi di residenza e che viene distinta dal resto del dominio sia per la conformazione della costa sia per la presenza della foce del rio Mare Foghe che la separa dalla cella circolatoria maggiore. I due sottobacini centrale e meridionale sono tra loro connessi e i tempi di residenza dello stagno si aggirano nell'ordine dei 25-30 giorni.

L'apertura del canale scolmatore riduce il tempo di residenza di circa 7 giorni in tutto lo stagno e il maggiore beneficiario è il bacino meridionale. I flussi attraverso il canale stesso si quadruplicano a discapito della intensità delle circolazione attraverso i 4 canali di connessione laterali, quindi la zona della diga non è più a rischio di accumulo a causa delle bassa idrodinamica, ma diventano passibili di interrimento i canali laterali. Non si riscontrano effetti, se non locali, nel golfo a seguito dell'apertura del canale.

Il confronto tra scenari ha evidenziato che nello scenario senza canale scolmatore, lo stagno potrebbe risentire del cambiamento in modo notevole rispetto alla variazione di salinità. Il range di variazione di questa ultima da modello infatti secondo lo scenario attuale appare di 15 PSU durante i mesi estivi-autunnali, ma potrebbe raddoppiare nel caso di apertura dello scolmatore. Le caratteristiche saline dello stagno così prodotte potrebbero incidere soprattutto su quelle specie stanziali che maggiormente risentono di ampie escursioni ambientali e in particolare sulla vocazione di piscicoltura a cui è attualmente devoluto lo stagno. La salinità del golfo invece non risente del cambiamento.

L'apertura del canale dello stagno non comporta variazioni rilevanti nella temperatura e non produce l'incremento netto atteso nella sua ossigenazione. Il tenore di ossigeno senza scolmatore appare leggermente inferiore nello stagno così come sembra leggermente diminuita la concentrazione di CBOD. Una motivazione di questo risultato è che le acque del golfo contengono un tenore di ossigeno (proporzionale a temperatura e salinità) inferiore a quello assegnato nella simulazione ai rii che si immettono nello stagno. Dunque è la qualità di quest'ultimi che regola il tenore di ossigeno dello stagno. A parità di qualità

degli immissari con lo scolmatore chiuso la degradazione del CBOD e le reazioni di ossidazione-riossigenazione regolavano il tenore di ossigeno nello stagno; con lo scolmatore aperto l'incremento di salinità nello stagno, il limitato apporto di ossigeno dalle acque del golfo e il trasporto del CBOD non consentono in definitiva una ossigenazione nettamente maggiore rispetto al caso precedente.

Il confronto tra scenari per le altre variabili simulate non porta ad altre considerazioni decisive: i nutrienti nello stagno con scolmatore aperto risultano più bassi soprattutto nel periodo estivo e nel bacino meridionale e anche la fioritura del fitoplancton appare ridotta. La diluizione dei nutrienti appare migliorare la qualità delle acque soprattutto nel bacino meridionale e anche lungo i canali di comunicazione laterale. Nel Golfo non si risentono conseguenze rilevanti.

Si potrebbe ipotizzare che abbattendo lo scolmatore le località a ricambio minore in assoluto riceverebbero un beneficio per quanto riguarda l'ossigenazione delle acque, mentre il tenore di ossigeno del resto dello stagno resterebbe quasi invariato. L'effetto di questo intervento produrrebbe però un incremento nella salinità e una riduzione del fitoplancton, che potrebbero avere un feedback anche negativo sull'attività di piscicoltura a seconda della adattabilità degli organismi a una salinità elevata e della loro dieta.

Parte III

Conclusioni

Capitolo 7

Conclusioni

I casi di studio esaminati nel corso del presente elaborato sono molto eterogenei per località, caratteristiche ambientali e problematiche. Le conclusioni tratte per i singoli casi di studio sono già state descritte in ciascun capitolo dedicato.

Rispetto all'obiettivo della tesi, in questo lavoro si è dimostrato come un unico strumento numerico, corredato da un opportuno database sperimentale, possa affrontare diversi aspetti che fanno parte della gestione di aree costiere e di transizione, e come lo stesso strumento possa essere un valido aiuto nell'indagine dei processi alla base dei fenomeni che caratterizzano una specifica area.

Sotto l'aspetto gestionale, nel caso della laguna di Venezia è stato possibile esaminare l'effetto a medio-lungo termine del cambiamento della conformazione delle bocche di comunicazione tra la laguna e il mare. Si sono individuate così delle aree che non risentono o si giovano del cambiamento e altre che potrebbero risultare più vulnerabili all'erosione con il nuovo assetto assieme a delle fasce all'interno della laguna il cui ricambio idrico potrebbe risultare penalizzato. Queste informazioni sono state utilizzate come materiale di discussione nell'ambito degli incontri dell'Osservatorio Naturalistico della Laguna con supervisori ai lavori del progetto.

Si è affrontato inoltre un aspetto squisitamente legato all'attuazione della WFD, che ha portato a una proposta di tipizzazione della laguna in 8 tipologie e di classificazione in 14 corpi idrici. Il metodo utilizzato ha considerato tre variabili: una variabile indicata come obbligatoria nella norma, la salinità; una variabile

indicata come facoltativa, il tempo di residenza e infine una variabile aggiunta in modo autonomo in grado di evidenziare la variabilità temporale della salinità. Nel caso del golfo di Cagliari si è valutato l'effetto prodotto sulla qualità delle acque, rappresentata dall'indice TRIX, da un maggiore carico di nutrienti rispetto a quello attuale e da una diversa disposizione degli scarichi rispetto a quella presente. Si è ottenuta così una prima stima delle località in cui si potrebbe verificarsi un peggioramento della qualità delle acque costiere.

Nel caso del golfo di Oristano e dello stagno di Cabras si sono simulate le conseguenze ecologiche di una differente modalità di comunicazione tra quest'ultimo e il golfo. L'apertura del canale scolmatore, che quando in opera riduce gli scambi tra lo stagno e il golfo, produrrebbe dei locali miglioramenti sulla qualità delle acque dello stagno rendendo più vivace l'idrodinamica e abbassando i tempi di residenza, ma provocherebbe anche un notevole incremento della salinità al suo interno con possibili conseguenze ecologiche ed economiche sulla sua vocazione di zona devoluta alla pesca.

Sotto l'aspetto dell'indagine dei processi, nella laguna di Venezia si è evidenziata la nuova dinamica di circolazione che si crea tra le bocche lagunari e le dighe foranee, costruite a fronte delle bocche stesse per proteggere i porti rifugio e ostacolare i venti di scirocco. Si è anche fatta un'ipotesi della relazione causa-effetto tra questa nuova interazione laguna-mare e la variazione del tempo di residenza e del fattore di ritorno riscontrato all'interno della laguna.

La messa a punto di un buon modello di salinità in laguna ha permesso di verificare la dipendenza della variabilità interannuale della distribuzione della salinità media annua dalla portata complessiva delle acque dolci che si riversano in laguna. È stata evidenziata inoltre l'incidenza della variabilità interannuale dei parametri sulla tipizzazione e sulla classificazione prescritte dalla WFD., avvisando della necessità di considerare possibilmente lunghe serie temporali nel far fronte alle richieste della normativa.

Rispetto ai processi che caratterizzano il bacino esaminato del golfo di Cagliari sono stati individuati i principali regimi meteomarini che influenzano le caratteristiche della circolazione e si è individuato che lo scarico di S. Gilla Est, in base alle stime fornite e alla dinamica simulata, risulta essere il più influente sulla qualità delle acque costiere.

Infine sono state definite le scale di trasporto che caratterizzano il golfo di Oristano e lo stagno di Cabras e si sono individuate nel caso del golfo le aree che potrebbero essere soggette a fenomeni di intrappolamento ottenendo anche un certo riscontro sul campo.

Ai database sperimentali, che sono stati utilizzati per la messa in opera e la calibrazione del modello, sono state affiancate le stime fornite dal modello per variabili relativamente semplici da misurare come, ad esempio, la salinità, che sono state però fornite con una frequenza e una risoluzione temporale maggiore del dato sperimentale. A queste si aggiunge la stima di variabili complesse che completano i database sperimentali esistenti, come il tempo di residenza, il fattore di ritorno, il tempo di transito e le correnti residue.

Nel caso della laguna di Venezia le basi di dati così prodotte sono state già utilizzate a supporto di altri studi legati alla distribuzione di sedimenti nella laguna di Venezia e alla distribuzione del benthos e hanno pertanto contribuito allo sviluppo di attività di studio e ricerca ambientali interdisciplinari.

Le indagini effettuate hanno sollevato anche degli spunti di riflessione, da un lato sulla completezza ed esaustività di alcuni processi rappresentati dal modello, dall'altro sulla correttezza della rappresentazione del sistema adottata. Il golfo di Cagliari ha sollevato la necessità di poter considerare un sistema tridimensionale, sia per l'aspetto idrodinamico e idrologico sia per la qualità delle acque. In particolare, rispetto a quest'ultimo modulo, è stata avanzata l'ipotesi della necessità di considerare più gruppi funzionali per il fitoplancton.

Le sperimentazioni condotte, ove possibile, sono state rese note alle autorità locali e hanno fornito alle amministrazioni non solo degli studi sulla stima di alcuni specifici aspetti di gestione ma, soprattutto, una base di lavoro che potrà essere sviluppata in futuro.

La messa in opera di uno studio modellistico, infine, ha organizzato in modo razionale i dati forniti come input al modello, creando una base di dati che potrà essere di riferimento per studi successivi.

Fonte dei dati

I database a cui si è fatto riferimento in questo lavoro sono stati concessi dai seguenti Enti:

- Laguna di Venezia
 - Centro Previsione e Segnalazione Maree (CPSM). Palazzo Cavalli S. Marco 4090 30124 Venezia e Agenzia per la Protezione e Tutela dell'Ambiente: dati meteomareografici.
 - Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti - Magistrato alle Acque tramite il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova. - Servizio informativo S. Marco 2803, 30124 Venezia: dati di portata dei tributari relativi al progetto DRAIN; dati di salinità raccolti nel progetto MELa e dalla rete di centraline automatiche SAMANET
 - Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti - Magistrato alle Acque tramite il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova. - Servizio Ingegneria S. Marco 2803, 30124: dati di portata media giornaliera alle foci dei fiumi del bacino scolante.
- Golfo di Cagliari Dati forniti da SARTEC
- Sistema Golfo di Oristano e stagno di Cabras Dati raccolti durante il monitoraggio relativo al progetto SIGLA

Ringraziamenti

La realizzazione di questo elaborato è stata resa possibile dalla collaborazione con gli istituti ISMAR-CNR sezione di Venezia (Castello 1364/A, 30122 Venezia), IAMC-CNR sezione di Oristano (Loc. Sa Mardini, 09072, Torregrande Oristano) e dell'Osservatorio Naturalistico della Laguna (S. Croce 1704, San Zano Degolà, 30174, Venezia).

Sentiti ringraziamenti vanno ai miei tutori, al dott. Stefano Guerzoni, al dott. Georg Umgieser, al dott. Andrea Cucco e al dott. Alessandro Sarretta per il continuo sostegno scientifico e all'Università di Klaipeda per la preziosa collaborazione formativa.

La mia riconoscenza va inoltre con affetto e piacere ai colleghi dell'Istituto ISMAR-CNR che hanno sempre supportato con discussioni, critiche e note tecniche la realizzazione di questo lavoro, e a mio marito, per tutto.



Appendice A

Venezia: il MoSE

Confronto tra serie temporali di velocità

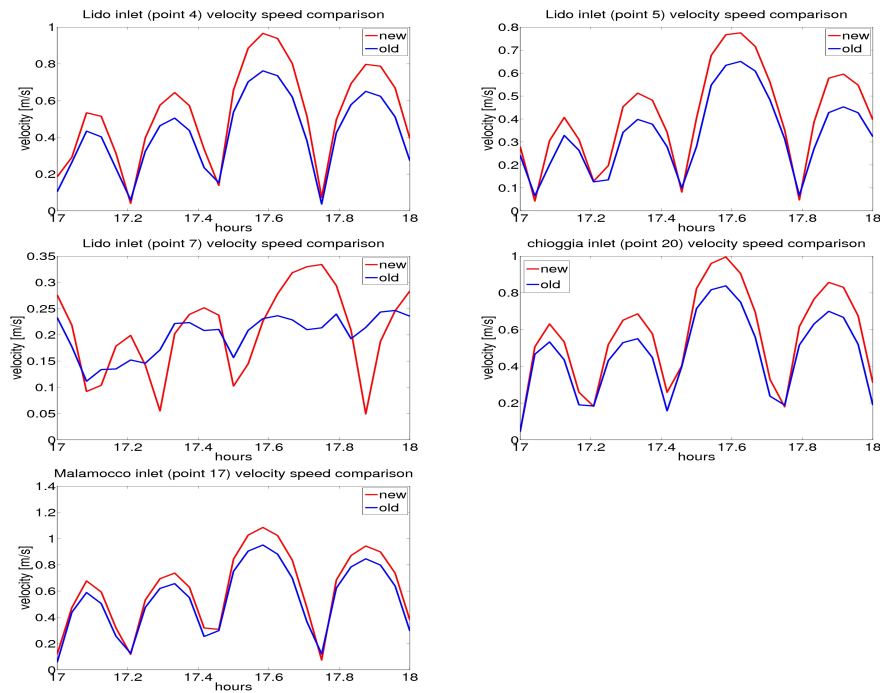


Figura A.1: Serie temporali di velocità nello scenario con sola marea astronomica: confronto delle velocità con nuova e vecchia configurazione delle bocche in 5 punti di campionamento. Tre stazioni (4,5 e 7) sono all'interno della bocca di Lido, una nella bocca di Malamocco (20) e una nella bocca di Chioggia (17).

Appendice B

Venezia: salinità e WFD

Calibrazione della griglia

| area | in | out |
|------|-----|-----|
| 0 | 29. | - |
| 1 | 29. | - |
| 2 | 29. | - |
| 3 | 27. | 23. |
| 4 | 25. | 20. |
| 5 | 36. | 32. |
| 6 | 29. | - |
| 7 | 29. | - |
| 8 | 29. | - |
| 9 | 48. | 44. |

Tabella B.1: Calibrazione della griglia. Valore dei parametri di attrito al fondo con flusso entrante e uscente.

Confronto dei tributari

| DRAIN | MAV | Q_{drain} | Q_{MAV} |
|-------|------|-------------|-----------|
| bon | bon | 1.5 | 4.25 |
| cdc | cdc | 1.25 | 2.50 |
| - | chu | - | 0.10 |
| des | des* | 7.47 | 2.52 |
| lov | lov | 1.17 | 1.44 |
| lus | lus | 2.42 | 2.79 |
| mon | mon | 0.66 | 0.50 |
| tag | nov | 4.72 | 3.59 |
| ose | rot | 1.46 | 0.50 |
| sco | tes | 0.68 | 1.26 |
| sil | val | 8.25 | 3.04 |
| - | zer | - | 3.76 |
| nav | - | 5.16 | - |
| mor | - | 1.11 | - |
| TOT | | 35.85 | 26.25 |

Tabella B.2: Corrispondenza dei tributari e confronto tra portate medie annue dei database relativi al progetto DRAIN e relativi al monitoraggio condotto dall’Autorità per il Bacino Scolante.

Individuazione delle classi dall'intersezione a coppie delle variabili

| 2003 | | | | | |
|------------|-------|----------------|--------------|-----------------|--|
| S \ devstd | | Stabile 0-2 | Media 2-4 | instabile >4 | |
| Oligoalina | 0-5 | 11 | 21 | 31 | |
| Mesoalina | 5-18 | 12 | 22 | 32 | |
| Polialina | 18-30 | 13 | 23 | 33 | |
| Eualina | >30 | 14 | 24 | 34 | |

| 2005 | | | | | |
|------------|-------|----------------|--------------|-----------------|--|
| S \ devstd | | Stabile 0-2 | Media 2-4 | instabile >4 | |
| Oligoalina | 0-5 | 11 | 21 | 31 | |
| Mesoalina | 5-18 | 12 | 22 | 32 | |
| Polialina | 18-30 | 13 | 23 | 33 | |
| Eualina | >30 | 14 | 24 | 34 | |

| 2003 | | | | | |
|------------|-------|---------------|-------------------------|----|------------------------|
| S \ TR | | Aperto 0-5 | Ristretto 5-10 10-15 | | Confinato 15-20 >20 |
| Oligoalina | 0-5 | 11 | 21 | 31 | 41 51 |
| Mesoalina | 5-18 | 12 | 22 | 32 | 42 52 |
| Polialina | 18-30 | 13 | 23 | 33 | 43 53 |
| Eualina | >30 | 14 | 24 | 34 | 44 54 |

| 2005 | | | | | |
|------------|-------|---------------|-------------------------|----|------------------------|
| S \ TR | | Aperto 0-5 | Ristretto 5-10 10-15 | | Confinato 15-20 >20 |
| Oligoalina | 0-5 | 11 | 21 | 31 | 41 51 |
| Mesoalina | 5-18 | 12 | 22 | 32 | 42 52 |
| Polialina | 18-30 | 13 | 23 | 33 | 43 53 |
| Eualina | >30 | 14 | 24 | 34 | 44 54 |

| 2003 | | | | | |
|-------------|-----|---------------|-------------------------|----|------------------------|
| devstd \ TR | | Aperto 0-5 | Ristretto 5-10 10-15 | | Confinato 15-20 >20 |
| Stabile | 0-2 | 11 | 12 | 13 | 14 15 |
| Media | 2-4 | 21 | 22 | 23 | 24 25 |
| Instabile | >4 | 31 | 32 | 33 | 34 35 |

| 2005 | | | | | |
|-------------|-----|---------------|-------------------------|----|------------------------|
| devstd \ TR | | Aperto 0-5 | Ristretto 5-10 10-15 | | Confinato 15-20 >20 |
| Stabile | 0-2 | 11 | 12 | 13 | 14 15 |
| Media | 2-4 | 21 | 22 | 23 | 24 25 |
| Instabile | >4 | 31 | 32 | 33 | 34 35 |

Figura B.1: Tabella delle classi individuate dall'intersezione di due variabili: salinità media annua e deviazione standard, salinità media annua e tempo di residenza medio e infine deviazione standard e tempo di residenza medio. Il colore giallo, rosso e blu indicano una rappresentatività della classe progressivamente decrescente.

Cagliari

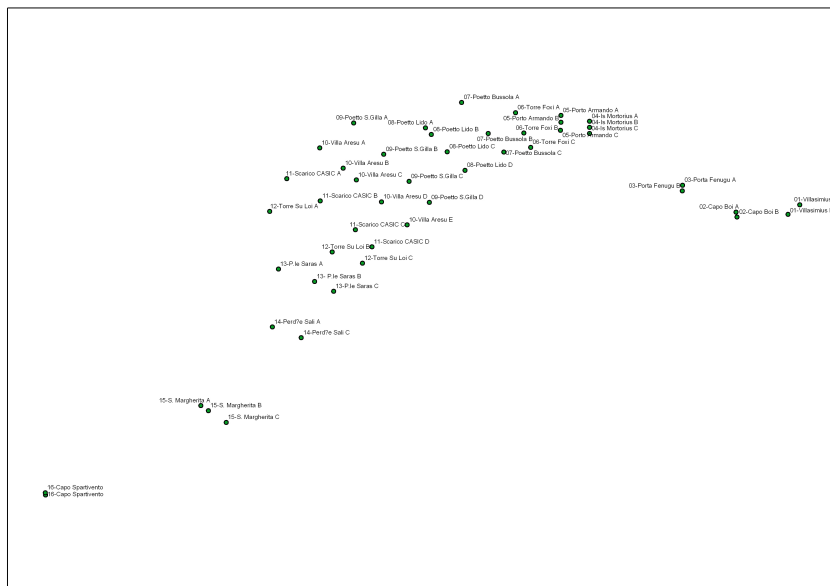


Figura C.1: Cagliari transetti di campionamento. Nomenclatura completa.

Rose mensili dei venti relativi all'anno 2005

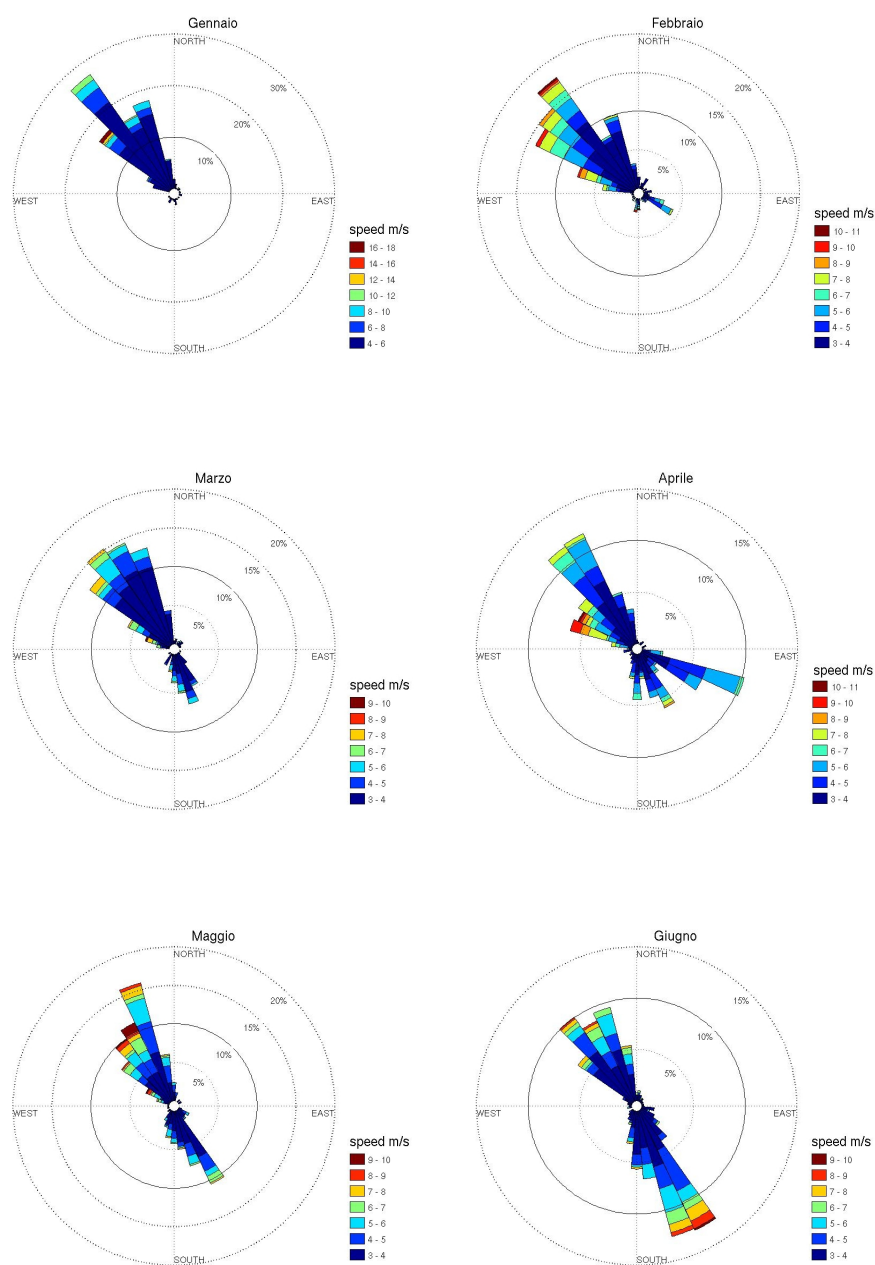


Figura C.2: Cagliari statistiche del vento. Anno 2005 da Gennaio a Giugno.

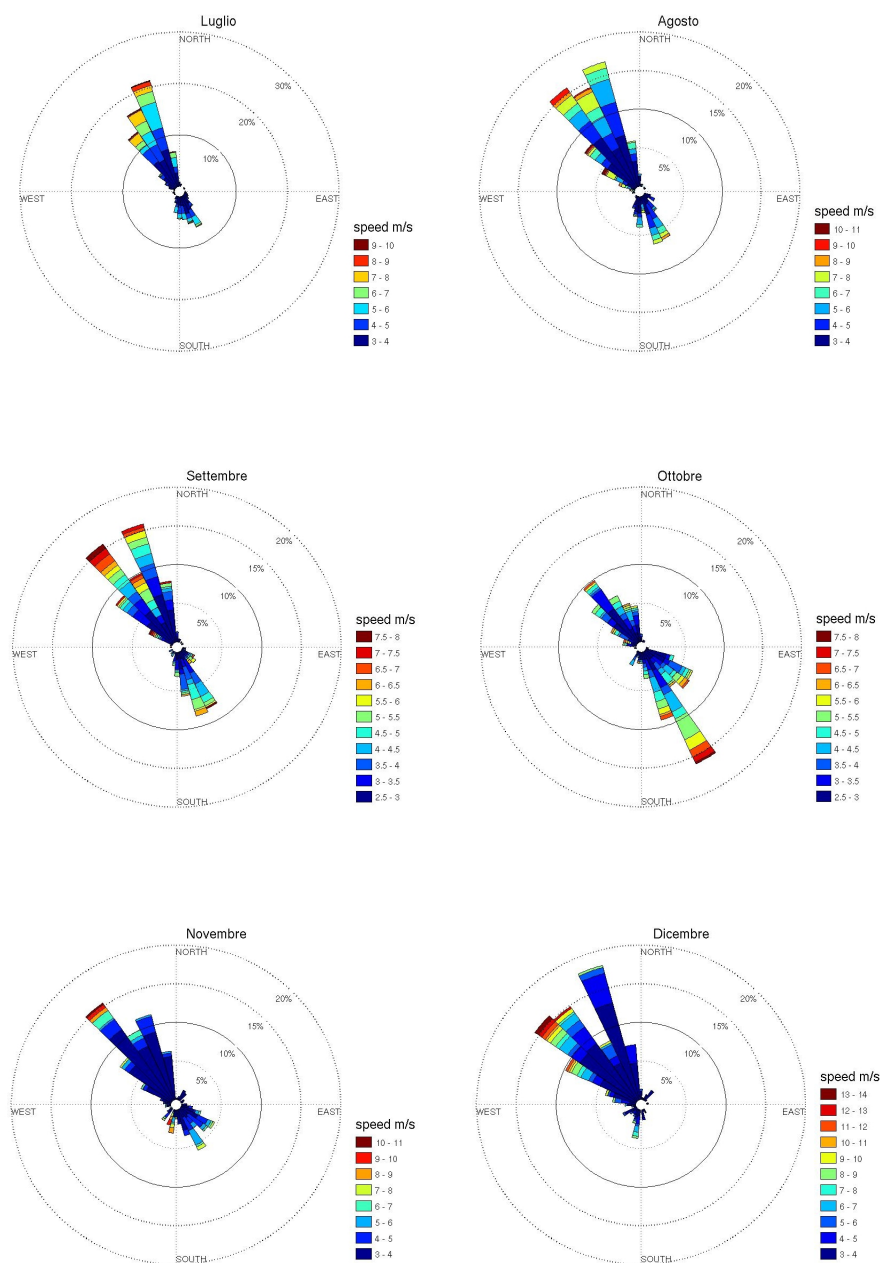


Figura C.3: Cagliari statistiche del vento. Anno 2005 da Luglio a Dicembre.

Definizione di correnti residue e RMS.

Le correnti residue sono ottenute rimuovendo la parte mareale periodica della corrente e sono il risultato del forzante atmosferico e delle interazioni non lineari tra le correnti periodiche e la topografia del fondo (Umgiesser, 2000). La loro entità dipende in gran parte dalla intensità del forzante non periodico.

Il valore di RMS (Root Mean Square (Velocity)) viene calcolato per ciascun elemento della griglia secondo la formula:

$$RMS(x, y) = \sqrt[2]{vel^2(x, y)} \quad (C.1)$$

in cui $vel(x, y)$ è la velocità integrata sulla profondità nel punto di coordinate (x, y) mediata su un'opportuna finestra temporale. Questo parametro offre una stima della distribuzione dell'intensità media della velocità nel dominio.

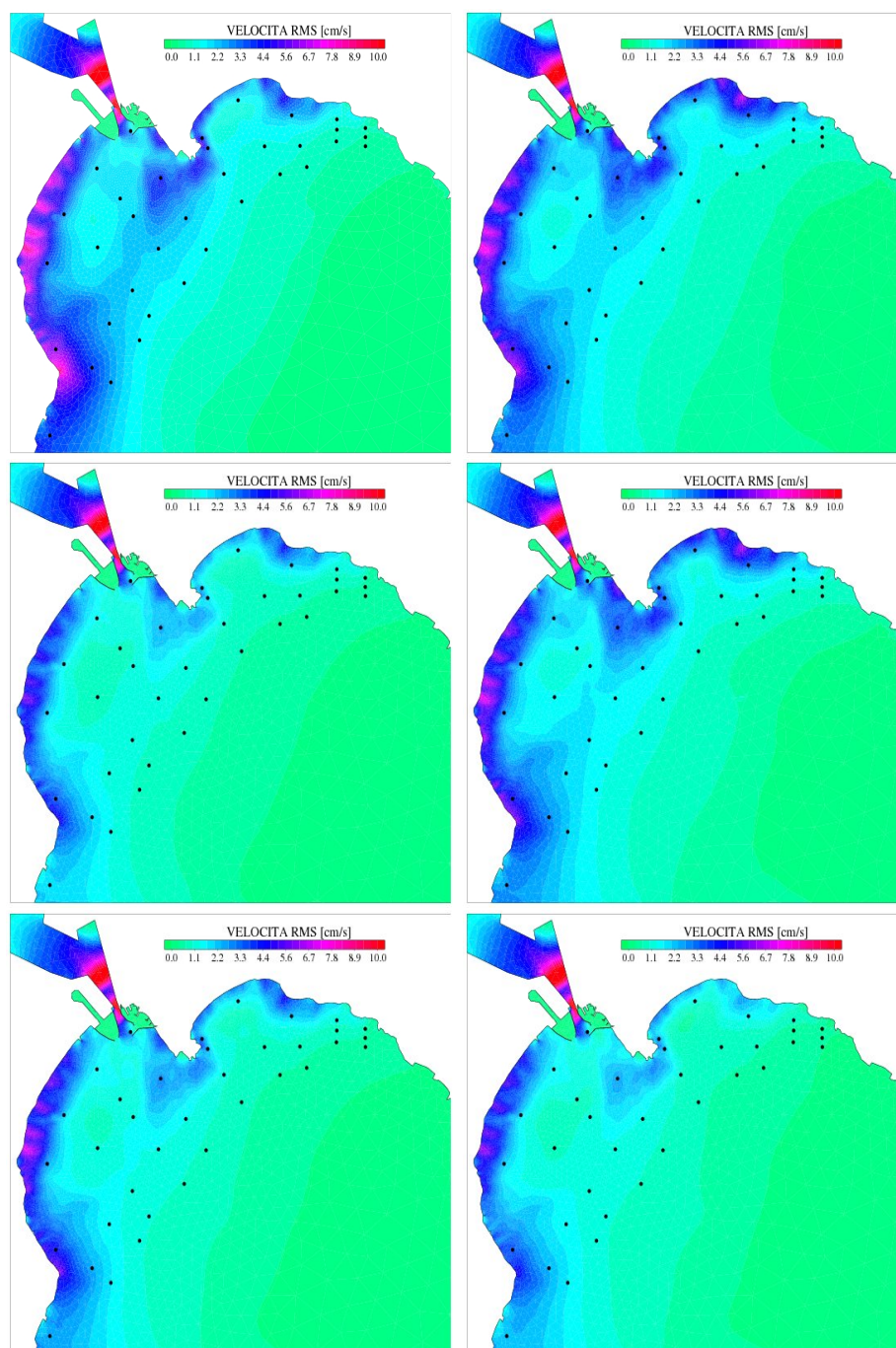


Figura C.4: Mappe di RMS media mensile. Anno 2005 da Gennaio a Giugno.

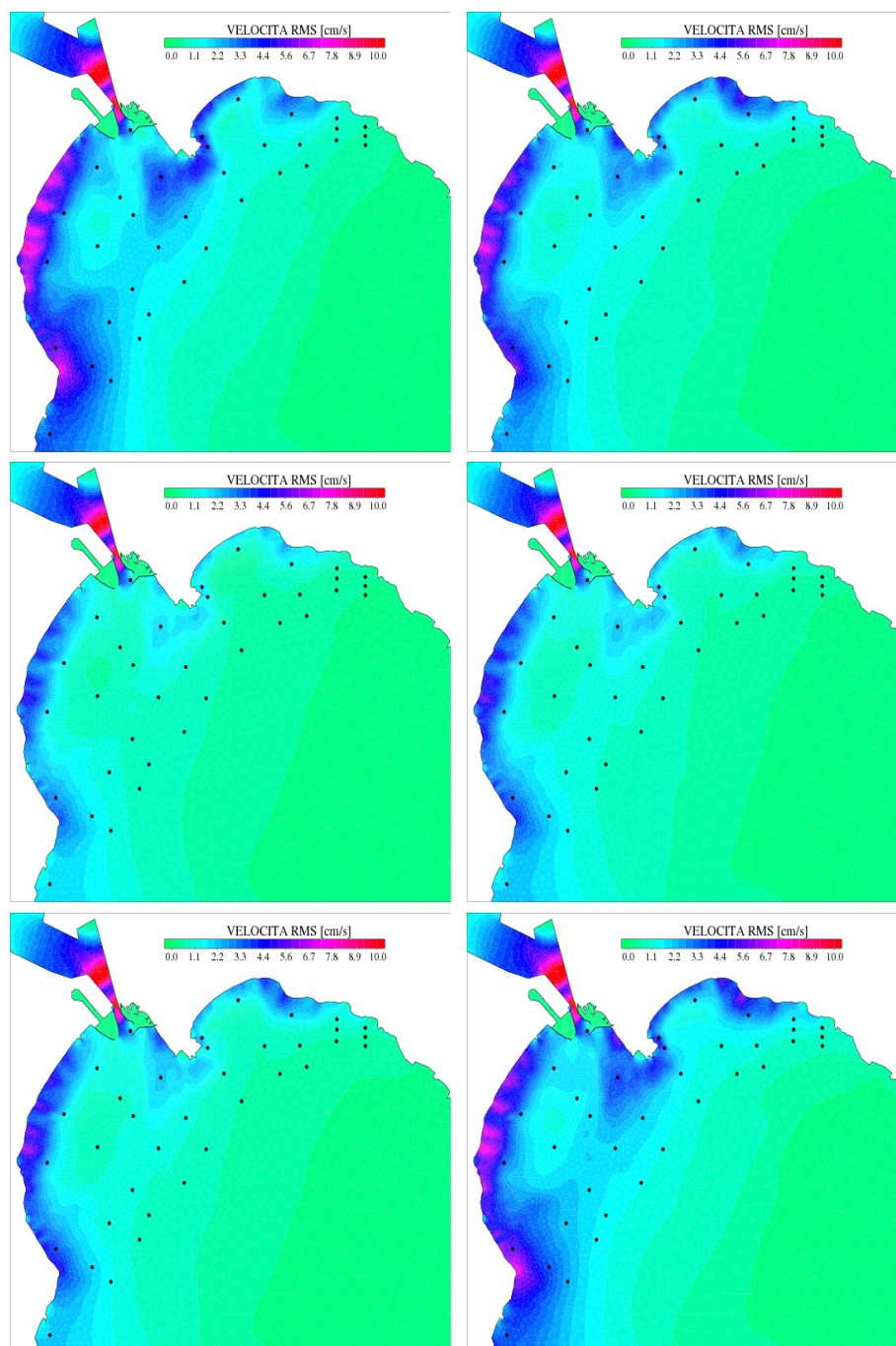


Figura C.5: Mappe di RMS media mensile. Anno 2005 da Luglio a Dicembre.

Appendice D

Oristano e Cabras

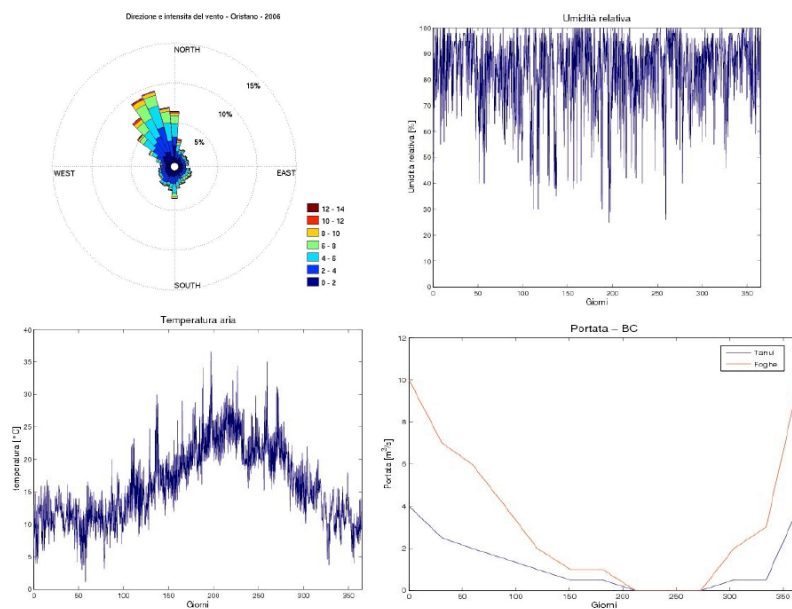


Figura D.1: Condizioni meteorologiche e portate: direzione e intensità del vento prevalenti (in alto a sinistra), umidità relativa (in alto a destra), temperatura dell'aria (in basso a sinistra) e infine portate dei Rio Mare Foghe e del Rio Tanui.

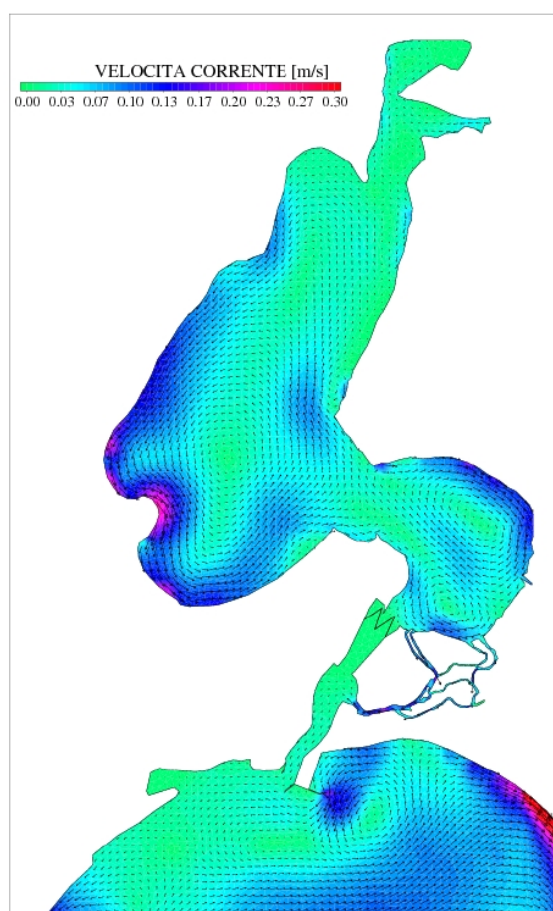


Figura D.2: Velocità residue nello stagno di Cabras con vento di maestrale.

Appendice E

Vedute aeree



Figura E.1: Laguna di Venezia vedute aeree. A sinistra: in primo piano veduta della bocca di Lido e della spiaggia di S. Nicolò. A destra veduta da Lido verso la città di Venezia al centro e sullo sfondo la zona di Mestre. Foto da: <http://www.md80.it/bbforum/viewtopic.php?f=64&t=22756>

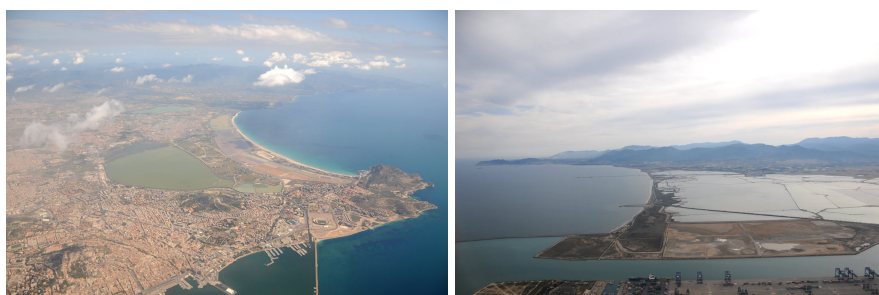


Figura E.2: Golfo di Cagliari, vedute aeree. A sinistra: veduta della fascia di spiaggia del Poetto e della costa verso Villasimius. A destra: veduta della zona di Porto Canale e delle Saline verso Sarroch. Foto da: http://www.naturamediterraneo.com/forum/topic.asp?TOPIC_ID=45042



Figura E.3: Golfo di Oristano e stagno di Cabras. A sinistra: veduta aerea del Golfo di Oristano con in primo piano capo S. Marco (AMP Sinis-Maldiventre). A destra: veduta aerea dello Stagno di Cabras con in primo piano l'omonima cittadina. Foto da: <http://www.areamarinasinis.it>

Bibliografia

- Ambrose, R., Wool, T., Martin, J., 1993. The water quality analysis program, WASP5: model documentation. Enviromental Research Laboratory, Athens, Georgia.
- Anonymus, 1959. Final resolution. The Venice System for the classification of marine waters according to salinity. In: Symposium on the classification of brackish waters. 8-14 April 1958 Venice, Italy. In: D Ancona (Ed.), Archivio di Oceanografia e Limnologia. No. 11 in Archivio di Oceanografia e Limnologia. pp. 243-248.
- ARPAS, Maggio 2007. Piano di moniotaggio ambientale degli stagni di S. Giovanni e Marceddì e della antistante fascia marino costiera compresa tra lo stagno di Marceddì e Capo della Frasca - Relazione Conclusiva. Tech. rep., Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Sardegna.
- Atzeni, A., Balzano, A., Lai, G., 1997. Sulle correnti del Golfo di Cagliari, dipendenza dalle correnti del Mediterraneo e simulazione numerica dei regimi stagionali. In: Quad. Ric. Dip. Ing. del Territorio - Univ. Cagliari.
- Atzeni, A., Balzano, A., Lai, G., 1998. Water quality assessment through hydrodynamics and transport simulation in the S.Gilla lagoon, Italy. Environmental Modeling and Assessment 3, 227-236.
- Balzano, A., Rossi, C., Settembre 1996. Un modello ecologico per ambienti lagunari eutrofici: un caso di studio. In: Atti del XXV convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche - Torino. p. 6.
- Bendoricchio, G., De Boni, G., MAY 25 2005. A water-quality model for the Lagoon of Venice, Italy. Ecological Modelling 184 (1), 69-81.

- Benitez-Nelson, C., Buesseler, K., APR 8 1999. Variability of inorganic and organic phosphorus turnover rates in the coastal ocean. *Nature* 398 (6727), 502–505.
- Bernardello, M., Secco, T., Pellizzato, F., Chinellato, M., Sfriso, A., Pavoni, B., AUG 2006. The changing state of contamination in the Lagoon of Venice. Part 2: Heavy metals. *Chemosphere* 64 (8), 1334–1345.
- Berrelli, G., Leuzzi, G., Purini, R., 2006. Indagine sul sovrarzo differenziato indotto dalla bora nella laguna di Venezia. In: IDRA - 30 Convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche.
- Bettiol, C., Collavini, F., Guerzoni, S., Molinaroli, E., Rossini, P., Zaggia, L., Zonta, R., NOV 1 2005. Atmospheric and riverine inputs of metals, nutrients and persistent organic pollutants into the lagoon of Venice. *Hydrobiologia* 550, 151–165.
- Brambati, A., Carbognin, L., Quaia, T., Teatini, P., Tosi, L., 2003. The Lagoon of Venice: geological setting, evolution and land subsidence. *Episodes* 26, 264–268.
- Bulger, A., Hayden, B., Monaco, M., Nelson, D., McCormickray, M., JUN 1993. Biologically-based estuarine salinity zone derived from a multivariate analysis. *Estuaries* 16 (2), 311–322.
- Cancemi, G., Baroli, M., De Falco, G., S., A., G., P., I, G., 2000. Integrated mapping of superficial marine meadows as indicators of human impact on coastal zone. *Biol. Mar. Mediterr.* 7.
- Canestrelli, P., Mandich, M., Pirazzoli, P., Tomasin, A., 2001. Venti, depressioni e sesse: perturbazioni delle maree a Venezia (1951-2000). *Città di Venezia - CPSM*.
- Casula, R., Coni, M., Diliberto, L., Manca, R., Murrau, A., 1998. Confronto tra procedure sperimentali e teoriche per la valutazione del carico di nutrienti affluente allo stagno di Cabras. *Hydrocontrol*.

- Casulli, V., Cattani, E., 1993. Stability, accuracy and efficiency of a semi-implicit method for three-dimensional shallow water flow. *Computers Math. Applic.* 27 (4), 99–112.
- Casulli, V., Cheng, R., 1992. Semi-implicite finite difference methods for three-dimensional shallow water flow. *International Journal for Numerical Methods in Fluids* 15, 629–648.
- Casulli, V., Zanolli, P., 1998. A three-dimensional semi-implicit algorithm for environmental flows on unstructured grids. In: *Conference on Numerical Methods for Fluid Dynamics*. University of Oxford, pp. 57–70.
- Cau, P., Paniconi, C., 2007. Assessment of alternative land management practices using hydrological simulation and a decision support tool: Arborea agricultural region, Sardinia. *Hydrology and Earth System Sciences* 11 (6), 1811–1823.
- Chignoli, C., Rabagliati, R., 1975. Un modello dell'idrodinamica lagunare. In: *Venezia e i problemi dell'ambiente*. Il Mulino, Bologna, pp. 225–297.
- Comando Carabinieri per la Tutela dell'Ambiente, C., 2004. *Operazione Amico Fiume*. Ministero per l'Ambiente.
- Como, S., Magni, P., Casu, D., Floris, A., Giordani, G., Natale, S., Fenzi, G. A., Signa, G., De Falco, G., Jun 2007. Sediment characteristics and macrofauna distribution along a human-modified inlet in the Gulf of Oristano (Sardinia, Italy). *Marine Pollution Bulletin* 54 (6), 733–744.
- Coraci, E., Umgiesser, G., Zonta, R., Oct 2007. Hydrodynamic and sediment transport modelling in the canals of Venice (Italy). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 75 (1-2), 250–260.
- Council Directive, 1979. 79/409/EEC of 2 April 1979 on the conservation of wild birds.
- Council Directive, 1992. 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.

- Cozzi, S., Reisenhofer, E., Di Monte, L., Cantoni, C., Adami, G., 2008. Effect of environmental forcing on the fate of nutrients, dissolved organic matter and heavy metals released by a coastal wastewater pipeline. *Chemistry and Ecology* 24 (2), 87–107.
- Cucco, A., Perilli, A., De Falco, G., Ghezzi, M., Umgiesser, G., 2006. Water circulation and transport timescales in the Gulf of Oristano. *Chemistry and Ecology* 22 (Suppl. 1), 307–331.
- Cucco, A., Umgiesser, G., 2006a. L'idrodinamica della laguna: l'effetto della marea. In: Guerzoni, S., Tagliapietra, D. (Eds.), *Atlante della Laguna - Venezia tra terra e mare*. Marsilio editore, pp. 38–39.
- Cucco, A., Umgiesser, G., 2006b. Modeling the Venice Lagoon residence time. *Ecological Modelling* 193 (1-2), 34–51.
- CVN, settembre 2004a. Attività di aggiornamento del piano degli interventi per il recupero morfologico in applicazione della delibera del Consiglio dei Ministri del 15 marzo 2001. Studi di base, linee guida e proposte di intervento del piano morfologico Analisi del sistema. Parte A 1, Magistrato alle Acque.
- CVN, 2004b. Attività di aggiornamento del piano degli interventi per il recupero morfologico in applicazione della delibera del Consiglio dei Ministri del 15 marzo 2001. Studi di base, linee guida e proposte di intervento del piano morfologico. Monitoraggio dell'erosione delle barene e dei bassofondi lagunari. Tech. Rep. C.8..2, Magistrato alle Acque.
- De Falco, G., Ferrari, S., Cancemi, G., Baroli, M., 2000. Relationships between sediment distribution and *Posidonia oceanica* seagrass. *Geo. Mar. Lett.* 20, 50–57.
- De Falco, G., Piergallini, G., 2003. *Mare, golfo e lagune - Studi e Ricerche*. Provincia di Oristano.
- Deheyn, D. D., Schaffer, L. R., 2007. Saving venice: Engineering and ecology in the venice lagoon. *Technology in Society* 29, 205–213.

- Dias, J., Lopes, J., JAN 2006. Implementation and assessment of hydrodynamic, salt and heat transport models: The case of Ria de Aveiro lagoon (Portugal). *Environmental Modelling & Software* 21 (1), 1–15.
- Dlgs 152, 11 maggio 1999. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole, a seguito delle disposizioni correttive ed integrative di cui al D.lgs 18 agosto 2000 n.258. G.U. n. 246 del 20 ottobre 2000 - Supplemento ordinario n 172.
- DM 185, 12 giugno 2003. Regolamento recante le norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'articolo 26, comma 2 del D.lgs. 11 maggio 1999, n. 152. G.U. 23 luglio 2003, n. 169.
- Doval, M., Perez, F., Berdalet, E., MAR 1999. Dissolved and particulate organic carbon and nitrogen in the Northwestern Mediterranean. *Deep-Sea Research Part I-Oceanographic Research Papers* 46 (3), 511–527.
- Elliott, M., Cutts, N., 2004. Marine habitats: loss and gain mitigation and compensation. *Mar. Pollut. Bull* 49, 671–674.
- European Commission, 2003a. Guidance document number 2. Identification of Water bodies. Working Group 2.4 - COAST, Luxemburg, Office for Official Publications of the European Communities, Edition.
- European Commission, 2003b. Guidance document number 5. Transitional and Coastal Waters. Typology, reference conditions and classification systems. Working Group 2.4 - COAST, Luxemburg, Office for Official Publications of the European Communities, Edition.
- Ferrari, G., Badetti, C., Ciavatta, S., AUG 2004. Real-time monitoring of the Venice lagoon - The magistrato alle Acque develops a monitoring network to study the evolution of the Venice lagoon ecosystem. *SEA TECHNOLOGY* 45 (8), 22+.
- Ferrarin, C., Razinkovas, A., Gulbinskas, S., Umgiesser, G., Bliudziute, L., OCT 2008. Hydraulic regime-based zonation scheme of the Curonian Lagoon. *Hydrobiologia* 611, 133–146.

- Ferrarin, C., Umgiesser, G., NOV 10 2005. Hydrodynamic modeling of a coastal lagoon: The Cabras lagoon in Sardinia, Italy. *Ecological Modelling* 188 (2-4), 340–357.
- Ferreira, J., Nobre, A., Simas, T., Sequeira, A., Silva, M., Newton, A., Bricker, S., Wolff, W., Stacey, P., 2006. A methodology for defining homogeneous water bodies in estuaries - Application to the transitional systems of the EU Water Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 66 (3-4), 468–482.
- Frignani, M., Bellucci, L., Favotto, M., Albertazzi, S., SEP 2005. Pollution historical trends as recorded by sediments at selected sites of the Venice Lagoon. *Environment International* 31 (7), 1011–1022.
- Gacic, M., Mancero, M., Kovacevic, V., Mazzoldi, A., Cardin, V., Arena, F., Gelsi, G., 2004. Temporal variations of water flow between the Venetian lagoon and the open sea. *J. Marine Syst.* 51, 33–47.
- Greenwood, M. F. D., JUN 2007. Nekton community change along estuarine salinity gradients: Can salinity zones be defined? *Estuaries And Coasts* 30 (3), 537–542.
- Guerzoni, S., Tagliapietra, D., 2006. *Atlante della Laguna - Venezia tra terra e mare*. Marsilio Editore.
- ICRAM, giugno 2007. Guida alla tipizzazione dei corpi idrici di transizione e alla definizione delle condizioni di riferimento ai sensi della direttiva 2000/60/CE.
- IMAGE - Padua University, 2006. Valutazioni preliminari degli effetti idrodinamici dovuti all'incremento delle resistenze localizzate alle bocche di porto della laguna di Venezia. Tech. Rep. Luglio, IVSSLLAA-CORILA.
- Jorgensen, S., Halling-Sorensen, B., Nielsen, S., 1996. *Handobook of Environmental and Ecological Modeling*. CRC Press.
- Magni, P., Como, S., Cucco, A., De Falco, G., Domenici, P., Ghezzi, M., Lefrancois, C., Simeone, S., Perilli, A., October 2008. Multidisciplinary and ecosystemic approach as a tool in management plans of the Oristano Lagoon gulf System (Sardinia, Italy) SUBMITTED. *Transitional Water Bulletin* .

- Magni, P., Micheletti, S., Casu, D., Floris, A., Giordani, G., Petrov, A., De Falco, G., Castelli, A., NOV 1 2005. Relationships between chemical characteristics of sediments and macrofaunal communities in the Cabras lagoon (Western Mediterranean, Italy). *HYDROBIOLOGIA* 550, 105–119.
- Magni, P., Rajagopal, S., van der Velde, G., Fenzi, G., Kassenberg, J., Vizzini, S., Mazzola, A., Giordani, G., 2008. Sediment features, macrozoobenthic assemblages and trophic relationships (delta C-13 and delta N-15 analysis) following a dystrophic event with anoxia and sulphide development in the Santa Giusta lagoon (western Sardinia, Italy). *MARINE POLLUTION BULLETIN* 57 (1-5), 125–136.
- Marchi, E., Adami, A., Caielli, A., Cecconi, G., 1992. Water flow modelling of the Venice Lagoon. *Coastal Engineering* 20, 1869–1878.
- Melaku Canu, D., Umgiesser, G., Bonato, N., Ferla, M., 2002. Analysis of the circulation of the lagoon of Venice under scirocco wind conditions. Tech. Rep. 1, IVSSLLAA-CORILA.
- Molinaroli, E., Guerzoni, S., Sarretta, A., Cucco, A., Umgiesser, G., Dec. 2007. Links between hydrology and sedimentology in the Lagoon of Venice, Italy. *Journal of Marine Systems* 68 (3-4), 303–317.
- Murenu, M., Olita, A., Sabatini, A., Follesa, M., Cau, A., 2004. Dystrophy effects on the *Liza ramada* (Risso, 1826) (Pisces, Mugilidae) population in the Cabras lagoon (central-western Sardinia). *Chemistry and Ecology* 20 (S1), 425–433.
- Parliament European, 10 2000. EU Water Framework Directive 2000/60/EC.
- Pinna, M., 1989. The climate. In: *The Oristano Province: The territory, the Nature and the Men*. Provincia di Oristano (Ed.) Pizzi Spa, Milano.
- Pirazzoli, P., 1991. Possible defenses against a sealevel rise in the Venice area, Italy. *Journal Of Coastal Research* 7, 231–248.
- Pisu, S., 2004. Utilizzo dei popolamenti macrozoobentonici nella descrizione dello stato ecologico dello stagno di Santa Giusta. Master's thesis, Università degli studi di Cagliari.

- Por, F., 1972. Hydrobiological notes on the high-salinity waters of the Sinai Peninsula. *Marine Biology* 14, 111–119.
- Regione Autonoma della Sardegna, 2007. POR Sardegna 2000-2006 - Valutazione Ex ante Ambientale - Parte III Allegati e glossario. Tech. rep., Regione Autonoma della Sardegna.
- Rosatti, G., Bonaventura, L., Poli, L., 2002. Analisi dell'impatto del progetto MoSE sulla dinamica e sul trasporto nella laguna di Venezia. In: 28 Convegno di Idraulica e costruzioni Idrauliche - Potenza, settembre 16-19.
- Sanford, L., Boicourt, W., Rives, S., 1992. Model for estimating tidal flushing of small embayments. *J. Waterway Port Coastal Ocean Eng.* 118 (6), 913–935.
- Schernewski, G., Wielgat, M., 2004. A Baltic Sea typology according to the EC-Water Framework Directive: Integration of national typologies and the water body concept. *Coastline Reports* 4, 1–26.
- Sechi, N., 2001. Elaborazione del piano di recupero ambientale e di rilancio produttivo dello stagno di Cabras. Tech. rep., Regione Autonoma della Sardegna.
- Sechi, N., Fiocca, F., Sannio, A., Lugli , A., 2001. Santa Giusta Lagoon (Sardinia): phytoplankton and nutrients before and after waste water diversion. *Journal of Limnology* 60(2), 194–200.
- Servizio Tutela delle Acque, Servizio Idrico Integrato, 2002. Piano di tutela delle acque - piano stralcio di settore del piano di bacino - relazione generale - parte b. Tech. rep., Regione Autonoma della Sardegna - Assessorato della Difesa dell'Ambiente.
- Servizio Tutela delle Acque, Servizio Idrico Integrato, 2002a. Piano di Tutela delle Acque - Piano Stralcio di Settore del Piano di Bacino - Linee Generali - Relazione di Sintesi. Tech. rep., Regione Autonoma della Sardegna - Assessorato della Difesa dell'Ambiente.
- Servizio Tutela delle Acque, Servizio Idrico Integrato, 2002b. Piano di Tutela delle Acque - Piano Stralcio di Settore del Piano di Bacino - Monografie di

- U.I.O.: Flumini Mannu di Cagliari e Cixerri. Tech. rep., Regione Autonoma della Sardegna - Assessorato della Difesa dell'Ambiente.
- Sguazzero, P., Chignoli, C., Rabagliati, R., Volpi, G., 1978. Hydrodynamical modeling of the Lagoon of Venice. *Journal of Research and Development* 22 (5), 472–480.
- Solidoro, C., Canu, D., Cucco, A., Umgiesser, G., NOV 2004. A partition of the Venice Lagoon based on physical properties and analysis of general circulation. *Journal Of Marine Systems* 51 (1-4), 147–160.
- Solidoro, C., Cossarini, G., Pastres, R., Ciavatta, S., 2004. Seasonal and spatial variability of water quality parameters in the lagoon of Venice. *Journal of Marine Systems* 51 (1-4 SPEC. ISS.), 7–18.
- Tagliapietra, D., Frangipane, G., Guerzoni, S., Sarretta, A., Sigovini, M., Zanon, V., Zuliani, A., 19-23 Novembre 2007. Vertical zonation of a microtidal lagoon using tidal levels and tidal landforms. Oral communication, 1 Congress LaguNet-Naples.
- Takeota, H., 1984. Fundamental concepts of exchange and transport time scales in a coastal sea. *Continental Shelf Research* 3 (3), 311–326.
- Ufficio del Piano, novembre 2004. Piano di Assetto organizzativo dei litorali - Sisitema costiero del Golfo degli Angeli - Dossier d'Ambito. Tech. rep., Provincia di Cagliari - Assessorato programmazione e pianificazione territoriale.
- Ufficio Intercomunale per la gestione della ZPS Stagno di Santa Gilla, Novembre 2006. POR Sardegna 2000-2006. Piano di Gestione del pSIC ITB040023 "Stagno di Cagliari, Saline di Macchiareddu, Laguna di S. Gilla". Tech. rep., Comune di Cagliari.
- Umgiesser, G., 2000. Modeling the residual current in the Venice Lagoon. *Interaction between Estuaries, Coastal Seas and Shelf Seas*, 107–124.
- Umgiesser, G., Bergamasco, A., 1995. Outline of a Primitive Equations Finite Element Model. *Rapporto e Studi, Istituto Veneto of Scienze, Lettere ed Arti* XII, 291–320.

- Umgiesser, G., Canu, D., Cucco, A., Solidoro, C., NOV 2004. A finite element model for the Venice Lagoon. Development, set up, calibration and validation. *Journal Of Marine Systems* 51 (1-4), 123–145.
- Umgiesser, G., Canu, D., Solidoro, C., Ambrose, R., 2003. A finite element ecological model: a first application to the Venice Lagoon. *Environmental Modelling & Software* 18 (2), 131–145.
- Umgiesser, G., Cucco, A., 2007. Time scales and the trapping index. In: Campostrini, P. (Ed.), *Scientific Research and Safeguarding of Venice. Annual Meeting of the Corila Research Program, 2006 Results*. Vol. 6. pp. 621–632.
- Umgiesser, G., Matticchio, B., JUL 2006. Simulating the mobile barrier (MoSE) operation in the Venice Lagoon, Italy: global sea level rise and its implication for navigation. *Ocean Dynamics* 56 (3-4), 320–332.
- Umgiesser, G., Sundermann, J., Runca, E., 1988. A semi-implicit finite element model for the Lagoon of Venice. *Computer Modelling in Ocean Engineering*, 71–79.
- Umgiesser, G., Zampato, L., MAR 15 2001. Hydrodynamic and salinity modeling of the Venice channel network with coupled 1-D-2-D mathematical models. *Ecological Modelling* 138 (1-3), 75–85.
- Urbanski J.A., Grusza G., C. N., L., K., 2008. A GIS-based WFD oriented typology of shallow micro-tidal soft bottom using wave exposure and turbidity mapping. *Estuaries, Coastal and Shelf Science* 78, 27–37.
- Vallerga, S., De Falco, G., Piergallini, G., Ferrari, S., Murru, E., Ribotti, A., Di Bitetto, M., Guerzoni, S., Viaroli, P., Molinaroli, E., 1999. *Controllo ambientale dello Stagno di Cabras*. Tech. rep., ICB/CNR, IMC, Oristano, pp 29.
- Vollenweider, R., Giovanardi, F., Monanari, G., Rinaldi, A., 1998. characterisation of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the nw adriatic sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Envirometrics* 9, 329–357.

- Volpi, G e Sguazzero, P., 1977. La propagazione della marea nella Laguna di Venezia: un modello di simulazione e il suo impiego nella regolazione delle bocche di porto. *Rivista Italiana di Geofisica e Scienze IV* (1/2), 67–74.
- Wang, C., Hsu, M., Kuo, A., 2004. Residence time of the danshueiver estuary, Taiwan. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 60, 381–393.
- Zampato, L., Umgiesser, G., Peron, F., 1998. Sviluppo di un modello di scambio termico all'interfaccia acqua-aria nella Laguna di Venezia. Tech. Rep. 221, ISDGM/CNR, Venice, pp 33.
- Zanon, V., 2006. Habitat classification degli ambienti di transizione e bioindicazione. Ph.D. thesis, Università Ca' Foscari di Venezia, Facoltà di SS.MM.FF.NN. Dottorato di ricerca in Scienze Ambientali.
- Zemlys, P., Erturk, A., Razinkovas, A., OCT 2008. 2D finite element ecological model for the Curonian lagoon. *Hydrobiologia* 611, 167–179.
- Zonta, R., Costa, F., Collavini, F., Zaggia, L., 2005. Objectives and structure of the DRAIN project: An extensive study of the delivery from the drainage basin of the Venice Lagoon (Italy). *Environment International* 31 (7 SPEC. ISS.), 923–928.
- Zuliani, A., Zaggia, L., Collavini, F., Zonta, R., 2005. Freshwater discharge from the drainage basin to the Venice Lagoon (Italy). *Environment International* 31 (7 SPEC. ISS.), 929–938.